



**Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente**

Criteria e indirizzi tecnico-operativi per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze per l'ambiente





Criteria e indirizzi tecnico-operativi per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze per l'ambiente

Delibera del Consiglio Federale delle Agenzie Ambientali.
Seduta del 15 maggio 2013 - DOC.N. 31/13-CF

Il Consiglio Federale, istituito presso l'ISPRA con il compito di promuovere lo sviluppo coordinato del Sistema Agenziale (ISPRA/ARPA/APPA) nonché per garantire omogeneità nello svolgimento dei compiti istituzionali delle agenzie e di ISPRA stessa, ha deciso con la Delibera del 29 maggio 2012, di contraddistinguere i prodotti editoriali e le iniziative frutto delle attività congiunte a carattere nazionale dell'ISPRA e delle Agenzie ambientali, con la denominazione *Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente* e un nuovo logo rappresentativo.

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (arpa), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 92/2013
ISBN 978-88-448-0619-4

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica
ISPRA

Grafica di copertina: Alessia Marinelli
Foto di copertina: Paolo Orlandi

Coordinamento editoriale

Daria Mazzella
ISPRA – Settore Editoria

Ornella Notargiacomo
ISPRA – Dipartimento AMB

Giugno 2013

Contributi e ringraziamenti

In questa sezione si vuole esprimere un sentito ringraziamento a tutti coloro che a vario titolo – autore, esperto, validatore, ecc. – hanno offerto il proprio contributo all’elaborazione del documento.

Questo documento è stato prodotto nell’ambito del Piano triennale delle attività interagenziali 2010-2012 e costituisce il prodotto finale dell’Attività 2011-2012 b.1.2 “Seveso: valutazione delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti” ricompresa nell’aggiornamento 2011-2012, approvato dal Consiglio federale in data 3 novembre 2011) della Linea di attività 2010-2012 n. 1 “Controlli ambientali” afferente all’Area di attività B “Monitoraggio e controlli ambientali”.

Al Gruppo di lavoro che ha elaborato il documento hanno partecipato:

ISPRA, Servizio Rischio Industriale del Dipartimento nucleare, rischio tecnologico ed industriale:

- Francesco Astorri (con riferimento ai capp.2, 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 ed all’ Allegato F.3)
- Gianfranco Capponi (con riferimento ai capp.4.5, 4.6.1 e 4.6.2)
- Manuela Caparresi (che ha curato la gestione organizzativa del GdL e la raccolta dei contributi tecnici)
- Fausta Delli Quadri (con riferimento al cap.5.1 ed all’ Allegato F.1)
- Romualdo Marrazzo (con riferimento ai capp. 3.1, 3.2., 5.1. e 5.2.2 e agli Allegati B, F.1, F.2 e G)
- Alberto Ricchiuti (che in qualità di coordinatore del GdL ha curato l’impostazione, il coordinamento dei contributi e la stesura finale del documento e con riferimento ai capp.1, 4.5, 4.6.1 ed all’ Allegato D)

ARTA Abruzzo: Armando Lombardi

ARPA Emilia-Romagna: Eliana Sabbioni

ARPA Liguria: Tomaso Vairo

ARPA Lombardia: Matteo Valota

ARPA Marche: Donatino D’Elia, con il contributo di Annamaria Alessandrini (con riferimento al cap.5.2.1)

ARPA Piemonte: Cristina Zonato (con riferimento al cap.5.2.1 ed all’ Allegato A).

ARPA Puglia: Barbara Valenzano

ARPA Sicilia: Vincenzo Bartolozzi (con riferimento al cap.5.2.1)

ARPA Toscana: Annarosa Scarpelli, con il contributo di Stefano Baldacci (con riferimento agli approfondimenti metodologici effettuati per il raggruppamento delle sostanze ecotossiche per la costruzione di un metodo speditivo)

ARPA Valle d’Aosta: Donatella Ducourtill (con il contributo fornito sulla caratterizzazione dei corpi idrici superficiali)

ARPA Veneto: Franco Mazzetto (con riferimento all’ Allegato E)

A ciascuno degli esperti precedentemente citati, che hanno contribuito alla redazione del documento o, comunque, partecipato alle riunioni ed ai lavori di revisione, va il più sentito ringraziamento, da estendere anche ai seguenti componenti della Rete dei Referenti Seveso delle ARPA/APPA che hanno contribuito alla validazione tecnica del documento:

ARPA Basilicata: Gennaro Onofrio

ARPA Calabria: Antonio Votano

ARPA Campania: Anna Maria Matrone

ARPA Emilia Romagna: Ermanno Errani, Cosetta Mazzini

ARPA Friuli Venezia Giulia: Glauco Spanghero

ARPA Molise: Alessandro Patavino

ARPA Piemonte: Angelo Robotto

ARPA Umbria: Filippo Emiliani

ARPA Veneto: Maurizio Vesco

Un ringraziamento particolare va a tutti i Direttori tecnici che ne hanno verificato, nell'ambito dei lavori del Comitato tecnico Permanente e delle sue articolazioni, l'applicabilità e la praticabilità dei contenuti per le attività di controllo ed in particolare ad Andrea Poggi, Direttore Tecnico di ARPA Toscana, che tale attività ha coordinato in qualità di referente del Gruppo Istruttore per la Validazione dei prodotti dell'Area B.

Un sentito ringraziamento va poi ai dirigenti, funzionari e ricercatori degli organi tecnici esterni al Sistema agenziale, coinvolti nei controlli Seveso e con i quali, pertanto, si è concordato di condividere il documento, ed in particolare:

Ministero dell'interno/Corpo Nazionale dei Vigili del fuoco: Fabio Dattilo, Paola De Nictolis

INAIL-ex-ISPEL/Dipartimento Installazioni di Produzione e Insediamenti Antropici: Paolo Pittiglio

Un sentito e particolare ringraziamento è riservato, infine, agli esperti ispettori in stabilimenti Seveso del Servizio Rischio Industriale dell'ISPRA – Fabrizio Vazzana, Alfredo Lotti – per la continua disponibilità al confronto manifestata durante l'elaborazione del documento e le sempre appropriate considerazioni espresse sui suoi contenuti.

CRITERI ED INDIRIZZI TECNICO-OPERATIVI PER LA VALUTAZIONE DELLE ANALISI DEGLI INCIDENTI RILEVANTI CON CONSEGUENZE PER L'AMBIENTE

Indice

0. Introduzione	pag.	7
1. Criteri per la Valutazione Ambientale dei contenuti del Rapporto di Sicurezza	pag.	9
1.1 Introduzione	pag.	9
1.2 Indirizzi generali per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali	pag.	9
1.3 Criteri ed indirizzi specifici per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali	pag.	10
1.4 Criteri generali da considerare per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali	pag.	15
2. Pressione delle attività a rischio di incidente rilevante sulle acque superficiali	pag.	21
2.1 Obiettivi della ricognizione a livello nazionale e criteri di analisi adottati	pag.	21
2.2 Discussione dei risultati	pag.	21
3. Caratterizzazione delle sostanze con effetti rilevanti sull'ambiente acquatico presenti sul territorio nazionale	pag.	32
3.1 Ricognizione sulla distribuzione sul territorio nazionale delle sostanze con effetti rilevanti sull'ambiente acquatico	pag.	32
3.2 Parametri chimico fisici principali per la valutazione delle conseguenze sull'ambiente acquatico	pag.	33
4. Proposta di un modello di valutazione delle conseguenze ambientali di incidenti rilevanti	pag.	35
4.1 La normativa "Seveso" e la valutazione delle conseguenze ambientali per le acque superficiali	pag.	35
4.2 Classificazione degli elementi ambientali vulnerabili	pag.	38
4.3 Criteri per l'individuazione del metodo di analisi da applicare per la valutazione delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante	pag.	42
4.4 Criteri per l'identificazione e la valutazione delle situazioni critiche	pag.	45
4.5 Ricognizione di modelli per la valutazione delle conseguenze ambientali di rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali desunti dalle esperienze maturate nel Sistema agenziale e in ambito europeo.	pag.	47
4.5.1 Environment Accident Index (EAI)	pag.	47
4.5.2 Metodo PROTEUS	pag.	49
4.5.3 Environmental Consequence Global Index (ECGI)	pag.	50
4.5.4 Metodo ad indici DAPHNIA	pag.	57
4.6 Sviluppo di un modello semplificato per la valutazione delle conseguenze ambientali	pag.	58
4.6.1 Propensione al rilascio dagli stabilimenti	pag.	58

4.6.2	Propensione alla propagazione nell'ambiente	pag.	59
4.6.2.1	Trasporto nel corpo idrico (canale o fiume, acque estese)	pag.	62
4.6.2.2	Dispersione di sostanze insolubili meno dense dell'acqua	pag.	67
4.6.3	Criteri per la valutazione delle risultanze dell'applicazione del modello	pag.	68
4.6.4	Stime e rappresentazioni del modello di valutazione	pag.	70
5.	Interventi di prevenzione e di mitigazione delle conseguenze per rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali	pag.	74
5.1	Risultanze dell'analisi dell'esperienza storica di incidenti rilevanti occorsi in impianti industriali	pag.	74
5.2	Soluzioni tecniche e procedurali per la prevenzione e per la mitigazione delle conseguenze	pag.	76
5.2.1	Esiti delle analisi dei Rapporti di Sicurezza	pag.	77
5.2.2	Ricognizione delle principali metodologie d'intervento e delle tipologie di prodotti impiegati in risposta all'emergenza in caso di sversamenti in acque superficiali	pag.	89

Allegati

Allegato A - Elementi ambientali vulnerabili in regione Piemonte – Acque superficiali

Allegato B - Parametri chimico fisici significativi per la caratterizzazione del comportamento delle sostanze rilasciate in acque superficiali

Allegato C - Tabelle limiti ex D.lgs.152/06

Allegato D - Modelli per la valutazione delle conseguenze per rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali

Allegato E - Modello per la stima delle concentrazioni di sostanze pericolose nell'ambiente lagunare di Venezia a seguito di conseguenze di incidenti rilevanti nella zona industriale di Porto Marghera

Allegato F – Analisi dell'impatto ambientale degli incidenti rilevanti effettuata sulla base delle informazioni contenute nella banca dati incidenti ISPRA ed alcuni eventi incidentali di carattere ambientale occorsi presso stabilimenti industriali a rischio di incidente rilevante

Allegato G - Ricognizione delle principali metodologie d'intervento e delle tipologie di prodotti impiegati in risposta all'emergenza in caso di sversamenti in acque superficiali

0. INTRODUZIONE

Gli incidenti rilevanti costituiscono un fattore di pressione ambientale completamente a se stante e sono fonte di particolare apprensione a causa di vari fattori: la potenziale portata dei loro effetti (da cui l'interesse dei mezzi di comunicazione e dell'opinione pubblica), la loro imprevedibilità (da cui la sensazione della mancanza di controllo e la difficoltà di garantire adeguate misure di emergenza) e l'incertezza riguardo alle loro conseguenze.

Spesso si dispone di scarse conoscenze riguardo ai percorsi che le sostanze incidentalmente rilasciate potrebbero compiere nell'ambiente e al loro impatto su quest'ultimo e sulla salute umana, e tale incertezza è ulteriormente accresciuta dalle interazioni, talvolta imprevedute, che tali eventi possono avere con l'ambiente circostante nel momento in cui si verificano.

I dati relativi agli eventi occorsi in passato possono senz'altro fornire utili indicazioni riguardo le conseguenze ambientali di possibili eventi futuri, tuttavia la complessità delle cause responsabili di questi episodi e la natura sito-specifica delle interazioni con l'ambiente rendono difficoltosa la formulazione di previsioni al riguardo.

Partendo da questo assunto, il Rapporto Tecnico APAT n. 57 del 2005 *“Rapporto conclusivo dei lavori svolti dal Gruppo misto APAT/ARPA/CNVVF per l'individuazione di una metodologia speditiva per la valutazione del rischio per l'ambiente da incidenti rilevanti in depositi di idrocarburi liquidi”* ha fornito, analizzando le cause e i meccanismi di contaminazione del sottosuolo nonché le tecniche di analisi di vulnerabilità degli acquiferi consolidate a livello internazionale e nazionale, uno strumento per la Autorità preposte ai controlli “Seveso” da applicare nella valutazione del rischio per l'ambiente causato dal rilascio incontrollato di sostanze pericolose (idrocarburi liquidi da depositi) nelle matrici ambientali che interessano il comparto ambientale sottosuolo, acque sotterranee ed elementi ambientali sensibili in continuità idraulica con esse.

L'obiettivo del presente Rapporto è quello di fornire ai tecnici del Sistema agenziale, ponendosi in ideale continuità con il precedente Rapporto, criteri ed indirizzi tecnico-operativi da applicare per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali originati dal rilascio incontrollato di sostanze eco-tossiche nelle acque superficiali, quali fiumi, laghi, acque costiere e marine.

Tali analisi, come quelle relative ai rilasci che arrivano ad interessare il sottosuolo e le acque sotterranee, costituiscono una componente specifica dei rapporti di sicurezza predisposti dai gestori secondo quanto richiesto dall'art.8 del Decreto Legislativo 334/99 (Seveso II) *“Attuazione della direttiva 96/82/CE relativa al controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose”* come novellato dal Decreto Legislativo 238/05 (Seveso III) *“Attuazione della direttiva 2003/105/CE che modifica la direttiva 96/82/CE sul controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose”*.

Per i gestori degli stabilimenti soggetti agli adempimenti di cui all'art. 8 del D.Lgs 334/99 e s.m.i. il rapporto di sicurezza (RdS) è lo strumento che consente di dimostrare all'Autorità competente di avere adottato tutte le misure necessarie a prevenire gli incidenti rilevanti ed a limitarne le conseguenze per la salute umana e per l'ambiente e deve pertanto includere anche la valutazione dei rischi connessi con il rilascio incontrollato di sostanze eco-tossiche nelle matrici ambientali ed alle conseguenti specifiche misure di prevenzione e limitazione delle conseguenze adottate.

Per gli stabilimenti soggetti agli adempimenti di cui all'art. 6 del D.Lgs 334/99 e s.m.i., l'obbligo di adozione di un Sistema di Gestione della Sicurezza (art. 7 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i.) comporta che venga comunque documentata l'effettuazione, a cura del gestore dello stabilimento, di valutazioni relative ai possibili incidenti rilevanti compresi quindi anche quelli con conseguenze ambientali.

I criteri con cui eseguire la valutazione delle conseguenze ambientali sia per gli stabilimenti soggetti agli obblighi di cui all'art. 8 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i. che, per i motivi sopra indicati, per gli stabilimenti soggetti agli obblighi di cui all'art. 6 dello stesso decreto, non risultano definiti nella normativa in materia di pericoli di incidenti rilevanti.

Lo stesso concetto di incidente rilevante per l'ambiente non è chiarito in modo esaustivo sia nel D.Lgs.334/99 e s.m.i (vedi allegato VI), sia nel successivo D.M. LL.PP. 9 maggio 2001 *“Requisiti minimi di*

sicurezza in materia di pianificazione urbanistica e territoriale per le zone interessate da stabilimenti a rischio di incidente rilevante” (emanato ai sensi dell’articolo 14, comma 1 del D.Lgs.334/99).

Il presente Rapporto si propone pertanto, approfondendo ed integrando quanto già presentato nel Rapporto Tecnico APAT/CNVVF n. 57/2005, con la considerazione scenari di rischio che implicano il rilascio diretto nelle acque superficiali, di fornire criteri ed indirizzi tecnico-operativi ai tecnici impegnati nei controlli attraverso:

- la proposta di criteri per la Valutazione Ambientale dei contenuti dei Rapporti di Sicurezza;
- la ricognizione a livello nazionale della pressione delle attività a rischio di incidente rilevante sui corpi idrici superficiali;
- la caratterizzazione delle sostanze con effetti rilevanti sull’ambiente acquatico presenti nelle attività a rischio di incidente rilevante presenti sul territorio nazionale;
- la disamina di alcuni modelli esistenti per la valutazione in maniera semplificata delle conseguenze ambientali di rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali;
- la proposta di un modello semplificato (indice di propensione al rilascio e relazioni) per la valutazione delle conseguenze per l’ambiente di rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali;
- la proposta, derivata dalla ricognizione dell’esperienza storica-incidentale e di quella dei controlli maturate nell’ambito del Sistema agenziale, di interventi di prevenzione e di mitigazione delle conseguenze per rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali e per la gestione dell’emergenza ambientale originata da incidenti mediante coordinamento delle attività ed operazioni “*in situ*”.

1. CRITERI PER LA VALUTAZIONE AMBIENTALE DEI CONTENUTI DEL RAPPORTO DI SICUREZZA

1.1 Premessa

Il valutatore delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali (VA nel seguito), effettuate dal gestore (e riportate nel RdS per gli stabilimenti soggetti all'art.8 del D.lgs.334/99 o in apposito documento o scheda predisposto nell'ambito del proprio SGS per gli stabilimenti soggetti all'art 6), ha come obiettivi principali:

- a) identificare le parti dello stabilimento dove sono localizzati, in maniera predominante o esclusiva, i pericoli di natura ambientale;
- b) identificare le parti dello stabilimento dove i pericoli di natura ambientale si combinano con quelli per la salute umana;
- c) valutare la presenza delle informazioni chiave inerenti l'identificazione dei pericoli e l'analisi di sicurezza di natura ambientale;
- d) valutare se gli scenari di incidente rilevante di natura ambientale siano stati descritti adeguatamente;
- e) definire, nel caso, i ruoli, le conseguenti interfacce e i distinti ambiti di responsabilità di valutazione con gli esperti degli altri Enti o Amministrazioni coinvolti nelle attività di valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti prodotte dai gestori.

Il VA deve quindi, preliminarmente, procedere, d'intesa con il coordinatore del Gruppo di Lavoro incaricato nell'ambito del CTR integrato dell'istruttoria del RdS (per gli art.8) o della Commissione regionale incaricata della valutazione del SGS (per gli art.6), ad una lettura iniziale dell'intero rapporto o documento/scheda, per determinare se sono state fornite le informazioni minime richieste ed individuare le parti inerenti ai pericoli di natura ambientale associati allo stabilimento.

Nei casi in cui siano predominanti o esclusivi i pericoli di incidente rilevante di natura ambientale è opportuno che il coordinamento delle attività istruttorie, o comunque di valutazione, sia affidato all'esperto dell'Agenzia ambientale.

1.2 Indirizzi generali per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali

I fattori sottesi all'accadimento di un incidente rilevante, generalmente connessi a malfunzionamenti meccanici, elettrici, dei sistemi di controllo, ovvero alla sicurezza di processo o ad errori umani, sono comuni agli eventi con conseguenze sulla salute umana o sull'ambiente; pertanto nel contesto della prevenzione gli incidenti rilevanti, la protezione dell'ambiente non va trattata, per quanto concerne le cause, come un ambito separato e distinto dalla salute e sicurezza dei lavoratori e della popolazione.

Mentre il bersaglio (recettore) ambientale non ha generalmente alcuna relazione con le cause o con la prevenzione di un incidente (con alcune eccezioni ad es. per gli effetti di un'inondazione), alcuni eventi incidentali possono comportare un significativo, predominante o addirittura esclusivo pericolo e conseguente rischio per l'ambiente.

I pericoli e i rischi di natura ambientale dovrebbero essere trattati in uno specifico processo di valutazione ambientale, nell'ambito del quale le informazioni contenute nelle analisi effettuate dal gestore devono essere valutate sulla base di specifici criteri ambientali.

Nel paragrafo 1.3 vengono riportati alcuni criteri specifici (definiti come **criteri ambientali** e indicati con la sigla C.nA) proposti per la "specifica" valutazione delle analisi degli incidenti con conseguenze ambientali.

Si rammenta che tre elementi devono essere presenti affinché si possa ipotizzare un rischio per l'ambiente:

- a) una sorgente di pericolo;
- b) una via di migrazione/trasporto;
- c) un bersaglio vulnerabile dal punto di vista ambientale (recettore).

Naturalmente i criteri e gli indirizzi di valutazione proposti per l'ambito ambientale si sovrappongono, per alcuni aspetti, con quelli relativi ad altri ambiti di valutazione dei contenuti del RdS (o documento/scheda per gli stabilimenti ex art.6) predisposto dal gestore, quali ad es. la descrizione dello stabilimento e

dell'ambiente circostante, le modalità di effettuazione delle analisi di sicurezza, la descrizione delle misure tecniche gestionali adottate per la prevenzione e la limitazione delle conseguenze degli incidenti.

Ciò naturalmente non significa che debba essere effettuata una duplicazione delle valutazioni, ma semplicemente che molte delle informazioni necessarie per la valutazione della sicurezza per i lavoratori e per la popolazione possono anche essere necessarie per la valutazione della sicurezza ambientale; sarà cura del coordinatore dell'istruttoria o dell'attività ispettiva evitare duplicazioni non necessarie delle valutazioni, attraverso la ripartizione dei compiti tra i componenti del Gruppo di lavoro o della Commissione ispettiva e la definizione delle conseguenti interfacce e dei distinti ambiti e responsabilità di valutazione.

Oltre ai criteri specifici (**criteri ambientali**) il VA deve dunque prendere in considerazione anche ulteriori criteri di carattere generale, riportati in 1.4. In molti casi essi sono direttamente riconducibili ai criteri ambientali, che dei criteri generali costituiscono una declinazione riferita ad uno o più specifici aspetti ambientali; i **criteri generali** (CG) sono inerenti ad aspetti di natura descrittiva (C.mGd), analitica (C.mGa) e di gestione delle emergenze (C.mGe) che il gestore deve riportare nel RdS per consentire la valutazione della esaustività ed adeguatezza delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali effettuate.

Nella verifica della rispondenza del RdS ai criteri generali, il VA, in coerenza con il mandato ricevuto o con la ripartizione dei compiti concordata all'interno del GdL o della Commissione, deve focalizzare l'attenzione sugli aspetti ambientali ad essi connessi, secondo gli indirizzi specificati in 1.4.

In relazione alla semplicità impiantistica ed organizzativa dello stabilimento, alla rilevanza assunta dagli aspetti ambientali nel contesto dei rischi di incidente rilevante associati allo stabilimento, al mandato ricevuto o ad alla ripartizione dei compiti all'interno del GdL o della Commissione, il VA potrà decidere di non prendere in considerazione alcuni dei criteri riportati in 1.3 ed 1.4, motivando però tale decisione e lasciandone evidenza.

In linea di principio il gestore, ai sensi dell'art. 8 comma 5 del D.lgs.334/99, potrebbe utilizzare per realizzare il RdS parte di rapporti predisposti in attuazione di altre norme di legge o di regolamenti comunitari (ad es. VIA, EMAS, ecc.); in tali casi è però necessario, per rendere la valutazione più agevole ed efficace, che queste informazioni siano parte integrante del RdS e non semplicemente citate nel RdS con riferimento a documenti trasmessi separatamente all'Autorità competente.

1.3 - Criteri ed indirizzi specifici (ambientali) per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali

Criterio Ambientale n.1 (C.1A)

Il RdS deve identificare tutti i bersagli vulnerabili dal punto di vista ambientale e descrivere la loro sensibilità ambientale.

Indirizzi per la valutazione

A tal fine il VA deve verificare che il RdS riporti almeno:

- l'identificazione dei potenziali bersagli vulnerabili, prendendo in considerazione le seguenti categorie/tipologie:
 - aree naturali protette (es. parchi naturali e altre aree definite in base a disposizioni normative, SIC, Ramsar, aree in cui sono presenti specie in pericolo, ecc.);
 - risorse idriche superficiali e loro classificazione (es. mare, laghi, stagni, delta, fiumi, canali, acquifero superficiale; idrografia primaria e secondaria; corpi d'acqua estesi in relazione al tempo di ricambio ed al volume del bacino);
 - risorse idriche profonde e loro classificazione (es. pozzi di captazione ad uso potabile o irriguo, acquifero profondo non protetto o protetto, zona di ricarica della falda acquifera);
 - aree caratterizzate da particolari usi del suolo (es. aree coltivate di pregio, aree boscate);
 - beni paesaggistici, culturali ed ambientali (decreto legislativo 29 ottobre 1999, n.490 e D.Lgs. 22 gennaio 2004);
 - aree ricreative, e aree di particolare interesse naturale o particolarmente sensibili dal punto di vista naturale;
 - suolo e sedimenti;
 - risorse agricole (inclusi attività orticole);
 - vie di migrazione/trasporto per ogni rilascio ipotizzabili, inclusi quelli in atmosfera (effetti di deposizione), acqua e suolo.

A tale fine deve il VA deve verificare che nel RdS sia riportata, corredata di planimetrie in scala non inferiore a 1:5000, la descrizione dettagliata dell'ambiente circostante lo stabilimento/impianto (ubicazione e distanze da corpi idrici superficiali e sotterranei, specie e habitat naturali protetti, captazioni idriche superficiali e sotterranee, ubicazione di eventuali pozzi in connessione con acquiferi profondi nonché per uso antincendio a servizio dello stabilimento).

L'estensione dell'area entro la quale devono essere identificate i bersagli vulnerabili dipende dal potenziale di danno associato agli incidenti rilevanti ipotizzabili; in assenza di indicazioni normative un raggio di 10 km dall'origine del rilascio appare ragionevole.

Ulteriori indicazioni per l'individuazione e la classificazione dei bersagli, riferite alle normative vigenti, sono riportate nei capitoli 4.1, 4.2, 4.5 e 4.6.2.

- la descrizione dei fattori che potrebbero influenzare il comportamento del rilascio incidentale, quali quelli:
 - idrologici;
 - meteorologici;
 - geografici;
 - climatici.

A tal fine il VA deve in particolare verificare che nel RdS sia descritto il modello idrogeologico-idrologico di sito volto sia alla individuazione delle vie di migrazione (dirette e indirette) delle sostanze pericolose nel suolo, nelle acque superficiali e sotterranee, in relazione alla possibilità di coinvolgere risorse naturali lungo le principali direzioni di deflusso, sia alla stima dell'estensione della contaminazione in relazione alle velocità (verticali e orizzontali) di propagazione nel comparto idrico superficiale e sotterraneo, alle eventuali misure di protezione adottate ed alle tempistiche di intervento.

In tale ambito il RdS deve riportare, ove pertinente, il riferimento a dati aggiornati di letteratura/cartografia tematica e/o ad eventuali risultanze di indagini geognostiche effettuate nel sito (relativi a rilievi ed indagini effettuati entro i 5 anni precedenti la presentazione del RdS);

- le conclusioni sulla natura degli ecosistemi locali ricavate da indagini specifiche;
- l'identificazione delle attività localizzate al di fuori dei confini dello stabilimento che possono interagire con esso, quali:
 - attività industriali;
 - impianti di trattamento acque connessi con corsi d'acqua e sistema fognario;
 - attività e lavorazioni a monte.

Ciò al fine di prendere in considerazione:

- rilasci dallo stabilimento che possono danneggiare le altre attività vicine o connesse;
- combinazione di sostanze rilasciate che possono reagire tra loro provocando un pe ricolo ambientale;
- attività e lavorazioni a monte che, trasferendo allo stabilimento prodotti fuori specifica, possono determinare alterazioni alle sue ordinarie attività.

Criterio Ambientale n.2 (C.2A)

Il RdS deve includere una descrizione delle caratteristiche dello stabilimento che potrebbero essere di interesse nella individuazione dei potenziali rilasci di sostanze pericolose nell'ambiente.

Indirizzi per la valutazione

A tal fine il VA deve verificare che il RdS riporti almeno:

- ubicazione, inventario e condizioni delle sostanze pericolose per l'ambiente;
- caratteristiche di progetto, posizione, capacità e condizioni dei sistemi di contenimento secondario;
- dislivelli superficiali;
- fattori gestionali rilevanti (procedure di controllo e di emergenza);
- distanze tra potenziali sorgenti di rilascio e vie di migrazione/trasporto;
- planimetrie dello stabilimento e della rete fognante (capacità, condizioni delle fognature, ecc.);

-
- descrizione ed ubicazione dei dispositivi di sezionamento dell'intero sistema fognante (barriere, valvole, pozzetti, ecc.);
 - ubicazione e capacità dei pozzetti, cordolature, vasche acque antincendio e ogni altra barriera atta ad impedire il trasporto di liquidi all'esterno;
 - caratteristiche geografiche/geologiche/idrogeologiche che possono impedire/facilitare il trasporto dell'inquinante;
 - effetti di perturbazioni atmosferiche (ad es. precipitazioni);
 - impianti di trattamento (dello stabilimento o esterni) e loro capacità di trattamento;
 - sistemi di blocco e rilevamento perdite;
 - posizione dei punti di scarico in corsi d'acqua, in fogna, agli impianti di trattamento;
 - piante dello stabilimento riportanti i punti dello stabilimento dove potrebbero verificarsi sversamenti di sostanze pericolose e di acque antincendio.

Ulteriori indicazioni per l'individuazione delle informazioni necessarie per la valutazione della propensione al rilascio degli stabilimenti sono riportate nel capitolo 4.5 e 4.6.1.

Criterio Ambientale n.3 (C.3A)

Il RdS deve includere una descrizione delle caratteristiche delle sostanze pericolose che possono avere un potenziale impatto sull'ambiente.

Indirizzi per la valutazione

A tal fine il VA deve verificare che il RdS riporti per le sostanze pericolose per l'ambiente:

- persistenza, fattore di bioconcentrazione, potenziale di bioaccumulo, solubilità e densità;
- dati ecotossicologici (ad es. relazioni dose-effetto);
- criteri di danno ambientale (ad es. CL 50, carichi critici);
- soglie di effetti trascurabili (NOEL, livelli di assenza di effetti nocivi);
- se sono utilizzati criteri di danno ambientale debbono essere chiaramente identificati i relativi bersagli (recettori) potenzialmente danneggiabili (vedi anche criterio C.5A);
- devono essere indicate altre potenziali proprietà dannose delle sostanze, per esempio, BOD/COD, stratificazione superficiale, effetti sulle forniture di acqua potabile, ecc..

Ulteriori indicazioni per l'individuazione delle informazioni necessarie per la valutazione delle caratteristiche delle sostanze pericolose sono riportate nei capitoli 3.2, 4.5 e 4.6.1

Criterio Ambientale n.4 (C.4A)

Il RdS deve identificare tutti gli scenari di incidente rilevante che possono avere un potenziale impatto sull'ambiente.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS riporti una descrizione della metodologia utilizzata per identificare gli scenari di rilascio con conseguenze ambientali, intesi come gli scenari in grado di procurare un deterioramento rilevante di una risorsa naturale, così come definita all'art.302, comma 10, D.lgs n. 152/2006 (T.U. Ambiente), con riferimento ai criteri di cui all'All. VI al D.Lgs 334/99.

Tre aspetti principali sono necessari per dimostrare la comprensione degli eventi:

- analisi del comportamento della sostanza rilasciata;
- analisi del trasporto;
- considerazione degli effetti domino o di aggravamento (escalation) dell'evento.

A tal fine nel RdS:

- devono essere identificati i potenziali rischi, anche sulla base di ipotesi cautelative dal punto di vista delle quantità rilasciate e della sensibilità dell'ambiente ricevente (numero e tipologia dei bersagli sensibili);
- devono essere identificati le vie di migrazione/trasporto attraverso le quali la sostanza raggiunge l'ambiente;
- deve essere identificato il comportamento della sostanze dopo il rilascio: ad es. reazioni con aria/acqua/altre sostanze, cambiamenti di fase, caratteristiche di dispersione (comportamento da liquido

denso o galleggiante), ecc.; il comportamento delle sostanze deve essere caratterizzato prima della considerazione delle possibili tipologie di vie di trasporto;

- deve essere considerato il comportamento in condizioni normali ed in quelle anormali prevedibili;
- deve essere considerata il possibile rilascio associato di acqua antincendio; diretto nel caso di impiego di acqua antincendio sul rilascio o indiretto nel caso di deflusso di acqua antincendio da un'altra parte dello stabilimento (ad es. in caso di effetto domino);
- nella valutazione va considerata inaccettabile, nella scelta da parte del gestore delle opzioni di gestione del rischio, la diluizione del rilascio (ad es. con acqua antincendio) e conseguente sua dispersione.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle metodologie per l'individuazione degli scenari incidentali di interesse ambientale e della loro applicazione sono riportate nei capitoli 4.5, 4.6.1 e 5.1.

Criterio Ambientale n.5 (C.5A)

Il RdS deve includere una analisi della magnitudo delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS definisca, per ogni scenario incidentale, i dettagli relativi al termine di sorgente, che dovrebbero includere almeno:

- sostanza rilasciata, dimensione/portata di rilascio/durata del rilascio;
- condizioni del rilascio (pressione, temperatura, fase del rilascio);
- ubicazione, altezza, direzione del rilascio;
- fattori che possono determinare l'estensione dell'impatto ambientale (ad es. innesco, sistemi di rilevazione, rottura del contenimento secondario, pozzetti, procedure di emergenza, ecc.);
- l'operatore dovrebbe specificare i metodi utilizzati per calcolare le portate di rilascio e riportare i valori utilizzati per ogni variabile.

Non è necessario che siano stimate le portate di rilascio e le concentrazioni ambientali risultanti di ogni scenario identificato; è accettabile che sia selezionato un insieme (set) di rilasci ritenuto rappresentativo dell'intero intervallo dei possibili rilasci;

- devono essere descritti in dettaglio i modelli/metodi utilizzati per determinare la concentrazione nell'ambiente delle sostanze rilasciate, fornendo altresì i valori utilizzati per ogni variabile del modello/metodo; il RdS deve pertanto riportare informazioni di dettaglio sui modelli/procedure e le metodologie, anche semplificati (vedi 4.3), purchè consolidati a livello nazionale/internazionale, utilizzati dal gestore per la valutazione delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti;
- devono essere forniti i valori delle concentrazioni delle sostanze rilasciate nell'ambiente per ogni scenario ricompreso nel set rappresentativo di rilasci definito;
- devono essere determinati gli effetti ambientali associati alle concentrazioni stimate ed alle soglie ecotossicologiche prese a riferimento per la stima dei danni. Devono inoltre essere riportati lunghezza, estensione o volume dell'ambiente colpito. Deve essere descritto integralmente l'approccio adottato. In generale gli impatti possono essere valutati utilizzando, in combinazione o separatamente:
 - relazioni dose-effetto;
 - criteri di danno ambientale (ad es. CL 50, carichi critici);
NB: la soglia di danno CL 50 è associata agli impatti più gravi; nell'ambito delle analisi di sicurezza una soglia di danno CL2 o CL 3 rappresenta una appropriata soglia indicativa di danno ambientale;
 - soglie di effetti trascurabili (NOEL, livelli di assenza di effetti nocivi);
 - esperienza di passati incidenti;
 - modellazione delle dinamiche delle popolazioni di specie.
- se sono utilizzate criteri di danno ambientale debbono essere chiaramente identificati i relativi bersagli. Possono essere stimati gli effetti su singole specie, su una serie di specie (biodiversità), sulle strutture delle comunità e sull'intero habitat o ecosistema. A tale riguardo va considerato come esistano pochissime informazioni sul livello di risposta delle comunità al danno. Nel definire il livello atteso delle modifiche indotte dal rilascio incidentale, deve essere considerata la variabilità naturale poiché questa può determinare significative modifiche nei bersagli. Nel caso in cui sia valutato il recupero, può essere necessario distinguere il recupero naturale non assistito da quello artificiale, particolarmente se il piano

-
- di emergenza include la bonifica ed il ripristino, che possono influenzare la velocità di recupero ambientale;
- l'approccio utilizzato per valutare gli impatti deve considerare sia gli effetti immediati che quelli differiti;
 - devono essere identificate le principali incertezze insite nell'approccio utilizzato;
 - il gestore deve evidenziare nelle conclusioni dell'analisi se gli effetti stimati possono determinare un incidente rilevante per l'ambiente.

Ulteriori indicazioni per la valutazione della consistenza dell'analisi delle conseguenze effettuata dal gestore, riportata nel RdS, possono essere tratte dall'applicazione da parte del VA del modello semplificato di propensione alla propagazione nell'ambiente proposto nel capitolo 4.6.2

Criterio Ambientale n.6 (C.6A)

Il RdS deve includere l'indicazione sulla probabilità (frequenza) degli incidenti rilevanti o, almeno, delle condizioni (cause) necessarie per il loro accadimento.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS fornisca, per ogni incidente rilevante per l'ambiente, l'indicazione della sua verosimiglianza (rappresentativa della propensione al rilascio).

- Questa indicazione, come richiesto dal DPCM 31 marzo 1989, deve essere espressa attraverso una probabilità/frequenza e può essere integrata da:
 - un giudizio qualitativo (ad es. probabilità bassa/media/alta);
 - un valore numerico stimato attraverso sistemi semplificati a punti (ad es. 1-5, 1-100);
 - un indice sintetico (ad es. indice ambientale di danno);
- il gestore deve spiegare nel RdS il metodo utilizzato per determinare l'indicazione sulla propensione al rilascio ed ogni assunzione o principio sotteso dal metodo;
- devono inoltre essere illustrate le incertezze associate con i risultati dell'analisi di sicurezza effettuata.

Ulteriori indicazioni per la valutazione della consistenza dell'analisi delle frequenze/probabilità effettuata dal gestore, riportata nel RdS, possono essere tratte dall'applicazione da parte del VA del modello di propensione al rilascio dagli stabilimenti descritto nel capitolo 4.6.1.

Criterio Ambientale n.7 (C.7A)

Il RdS deve includere l'indicazione delle misure adottate per la prevenzione degli incidenti rilevanti per l'ambiente.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS includa:

- la descrizione delle misure di prevenzione predisposte per ogni scenario che può risultare in un incidente rilevante per l'ambiente;

Nel caso in cui sia stato utilizzato un approccio basato sulla selezione di un insieme (set) di rilasci, ritenuto rappresentativo dell'intero intervallo dei possibili rilasci nell'ambiente, nel RdS devono essere individuati, sulla base dei risultati dell'analisi di tali rilasci, quelli che risultano in incidenti rilevanti per l'ambiente e per ognuno di essi devono essere specificate in dettaglio le precauzioni adottate.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure adottate per la prevenzione degli incidenti rilevanti possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, e 5.2.

Criterio Ambientale n. 8 (C.8A)

Il RdS deve fornire evidenza che misure idonee e sufficienti possono essere approntate per minimizzare le conseguenze di una perdita di contenimento di sostanza pericolose sul terreno o in acque superficiali.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS includa:

-
- misure per fermare o ridurre il rilascio alla sorgente;
 - misure per contenere il rilascio, preferibilmente attraverso sistemi di contenimento secondari permanenti dotati di dispositivi di isolamento; altre misure non permanenti possono essere considerate (disposizione di sacchi di sabbia, chiusura dei pozzetti, ecc.)
 - misure per il recupero e/o la neutralizzazione e l'assorbimento del rilascio (ad es. pompe, sostanze chimiche assorbenti o neutralizzanti).

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure adottate per minimizzare le conseguenze degli incidenti rilevanti possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 4.6.2, e 5.2.

Criterio Ambientale n.9 (C.9A)

Il RdS deve fornire evidenza che misure idonee e sufficienti sono state previste per la pulizia ed il ripristino ambientale successivamente ad un incidente rilevante.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS sia identificata:

- la potenziale necessità di misure per la pulizia ed il ripristino post-incidentale;

Altri elementi da considerare, dove necessario, includono:

- l'intervallo di tempo in cui è stimato essere necessario il contenimento temporaneo di reflui/residui;
- le misure prese per assicurare che tali strutture non costituiscano un pericolo inaccettabile per la salute e l'ambiente;
- le idonee misure per lo smaltimento.

Esempi di misure/mezzi da prevedere:

- recipienti per contenere sostanze tossiche;
- agenti chimici per assorbire e/o neutralizzare i contaminanti;
- mezzi per movimento terra per la rimozione del terreno e degli altri materiali contaminati;
- panne galleggianti e skimmer (schiumatoi o scrematori);
- mezzi per lo stoccaggio temporaneo del materiale contaminato (ad es. serbatoi mobili)

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure adottate per minimizzare le conseguenze degli incidenti rilevanti possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 4.6.2, e 5.2.

1.4 – Criteri generali da considerare per la valutazione delle analisi degli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali

Criterio Generale n.10 descrittivo (C.10Gd) – [vedi anche C.3A]

Il RdS deve descrivere i danni immediati e differiti all'uomo ad all'ambiente per ogni sostanza pericolosa identificata.

Indirizzi per la valutazione

- Il VA deve verificare che nel RdS siano riportate le informazioni sulle caratteristiche fisiche, chimiche e tossicologiche delle sostanze pericolose che possono provocare danni ed un'indicazione dei pericoli associati. Le informazioni dovrebbero essere relative sia agli effetti a breve termine che a quelli a lungo termine e possono comprendere, ad es: gli effetti sull'ambiente, inclusi i danni ad edifici, ecosistemi e relative specie sensibili.

Ulteriori indicazioni per l'individuazione delle informazioni necessarie per la valutazione delle caratteristiche delle sostanze pericolose sono riportate nei capitoli 3.2, 4.5 e 4.6.1.

Criterio Generale n.11 descrittivo (C.11Gd) – [vedi anche C.1A]

Il RdS deve descrivere l'area in cui situato lo stabilimento con dettaglio sufficiente a consentire la valutazione delle conseguenze di un incidente rilevante.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS siano riportati:

- gli usi del suolo (ad es. industria, agricoltura, insediamenti urbani, siti sensibili dal punto di vista ambientale, ecc.);
- elementi che consentano la valutazione dell'impatto indiretto di un incidente rilevante sulla popolazione (ad esempio per contaminazione degli approvvigionamenti di acqua potabile);
- una descrizione delle caratteristiche geologiche e idrogeologiche del suolo sottostante e dell'area circostante, se è significativa per la valutazione della rilevanza dell'incidente;
- una descrizione dei corpi idrici dell'area circostante (in varie condizioni di flusso), degli acquiferi sottostanti e dei punti di estrazione di acqua potabile, in relazione alla possibilità di liquidi contaminanti o di percolato dai cumuli di solidi depositati sul terreno;
- descrizione della qualità delle acque e del suolo nell'area;
- informazioni sui sistemi fognanti e di smaltimento delle acque piovane, se è ipotizzabile un loro coinvolgimento nella dispersione di contaminanti liquidi al di fuori dello stabilimento;
- informazioni sulle maree e le correnti che potrebbero influenzare la dispersione o l'accumulo in caso habitat marini o di estuario a rischio;
- informazioni sull'ambiente costruito che comprenda:
 - ogni edificio e monumento soggetto a tutela che può risultare vulnerabile per effetto di un incidente rilevante;
- informazioni sull'ambiente naturale che comprenda una descrizione sufficientemente dettagliata per consentire la valutazione della significatività o meno dell'impatto di un incidente rilevante. Tale descrizione dovrebbe quindi comprendere:
 - aree naturali protette (es. parchi naturali e altre aree definite in base a disposizioni normative, SIC, aree Ramsar, riserve marine, aree in cui sono presenti specie in pericolo, ecc.);
 - aree marine sensibili (ai sensi della Strategia marina);e una spiegazione della loro significatività, nel contesto nazionale o internazionale (ad es. flora o fauna particolarmente a rischio).

Ulteriori indicazioni per l'individuazione e la classificazione dei bersagli, riferite alle normative vigenti, sono riportate nei capitoli 4.1, 4.2, 4.5 e 4.6.2.

Criterio Generale n.12 descrittivo (C.12Gd) – [vedi anche C.4A]

Il RdS deve descrivere l'area in cui è situato lo stabilimento con dettaglio sufficiente a consentire la valutazione del contributo dei fattori esterni agli incidenti rilevanti.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS siano riportati i fattori esterni che possono iniziare o aggravare le conseguenze di eventi incidentali di natura ambientale.

Fattori esterni da considerare nella verifica di questo criterio comprendono:

- evidenza storica di eventi esterni iniziatori dell'incidente come ad es. inondazioni, eventi sismici o atti dolosi deliberati.

Ulteriori indicazioni per la valutazione del contributo dei fattori esterni agli scenari incidentali di interesse ambientale sono riportate nel capitolo 5.1.

Criterio Generale n.13 descrittivo (C.13Gd) – [vedi anche C.2A]

Il RdS deve fornire informazioni mirate su ogni installazione, con dettaglio sufficiente a supportare la dimostrazione che i pericoli di incidente rilevante sono prevenuti o i loro effetti mitigati.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che il RdS includa:

- planimetrie, mappe o diagrammi di flusso e relative descrizioni, che espongono in modo chiaro le informazioni sulle installazioni che possono originare incidenti rilevanti; la descrizione deve consentire la determinazione dello scopo, ubicazione e funzione delle apparecchiature che ne ll'ambito

dell'installazione hanno relazione con la prevenzione ed il controllo degli incidenti rilevanti. In particolare informazioni su componenti di impianto quali:

- sistemi di drenaggio (ad es. percorsi, scopo – acque nere, scarico acqua antincendio, ecc.), compresi i relativi dettagli;
- valvole critiche per la sicurezza o la protezione ambientale; strumenti, circuiti di controllo e sistemi di rilevamento perdite;
- sistemi di monitoraggio aria, fogne, scarichi nei corpi idrici e per atmosfere infiammabili ed esplosive.

Ulteriori indicazioni per l'individuazione delle informazioni necessarie per la valutazione della propensione al rilascio degli stabilimento sono riportate nel capitolo 4.6.1.

Criterio Generale n.14 analitico (C.14Ga) – [vedi anche C.1A]

Ogni criterio adottato dal gestore, e riportato nel RdS, per escludere l'ulteriore approfondimento di potenziali eventi pericolosi deve essere giustificato in modo chiaro.

Indirizzi per la valutazione

Lo scopo di questo criterio è assicurare che nessun evento pericoloso sia sottovalutato.

- Dal punto di vista ambientale ciò richiede che il riesame periodico del RdS effettuato dal gestore prenda in considerazione cambiamenti noti o prevedibili della sensibilità dell'ambiente circostante.

Ulteriori indicazioni sono riportate nei capitoli 4.2 e 5.1.

Criterio Generale n.15 analitico (C.15Ga) – [vedi anche C.5A]

Il RdS deve dimostrare che il gestore ha utilizzato per l'analisi di sicurezza informazioni e dati idonei e sufficienti.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS:

- siano stati presi in considerazione una serie di livelli di danno (ad es. effetti tossici, termici, sovrappressione) idoneamente applicati alla popolazione e all'ambiente;
- siano stati utilizzati mappe, dati demografici e caratteristiche ambientali dell'area circostante aggiornati.

Ulteriori indicazioni per la valutazione della consistenza dei dati utilizzati per l'analisi di sicurezza effettuata dal gestore, riportata nel RdS, possono essere tratte dai capitoli 3.2, 4.1, 4.2 e 4.6.2.

Criterio Generale n.16 analitico (C.16Ga) – [vedi anche C.4A]

Il RdS deve dimostrare che è stato utilizzato un processo sistematico per l'identificazione dei pericoli, comprendendo sia eventi gravosi che eventi minori.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS:

- siano stati presi in considerazione gli eventi esterni, ove pertinente, comprendendo tra di essi le condizioni ambientali esterne (ad es. piogge intense, neve, temperature, venti, inondazioni – sia come causa che come fattore di aggravamento dell'evento – fulminazioni);
- l'insieme degli scenari di incidente rilevante con effetti sulla popolazione e l'ambiente identificati includa eventi nei quali le misure adottate o previste non abbiano funzionato.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle metodologie utilizzate per l'identificazione dei pericoli di natura ambientale sono riportate nei capitoli 4.5 e 5.1.

Criterio Generale n.17 analitico (C.17Ga) – [vedi anche C.5A]

Il RdS deve fornire informazioni dettagliate che dimostrino che per ogni scenario di incidente rilevante è stata realizzata una idonea e sufficiente valutazione delle conseguenze per la popolazione e l'ambiente.

Indirizzi per la valutazione

Lo scopo di questo criterio è di assicurare una valida ed appropriata valutazione delle conseguenze incidentali, che deve comprendere, ove pertinente, la valutazione dei potenziali danni all'ambiente.

Ulteriori indicazioni per la valutazione dell' idoneità dell' analisi delle conseguenze effettuata dal gestore, riportata nel RdS, possono essere tratte dall' applicazione da parte del VA del modello semplificato di propensione alla propagazione nell' ambiente descritto nel capitolo 4.6.2

Criterio Generale n.18 analitico (C.18Ga) – [vedi anche C.3A]

I criteri di danno o i modelli di vulnerabilità utilizzati nel RdS per valutare l' impatto di ogni scenario di incidente rilevante devono essere appropriati e devono essere usati correttamente per ogni pertinente incidente rilevante.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS:

- laddove la scala e la natura del pericolo sia significativo, siano riportate le motivazioni sia dell' approccio utilizzato per l' analisi dell' impatto sull' ambiente sia dei dati impiegati.

Ulteriori indicazioni per l' individuazione delle informazioni necessarie per la valutazione delle caratteristiche delle sostanze pericolose sono riportate nei capitoli 3.2, 4.1, 4.5 e 4.6.1.

Criterio Generale n.19 analitico (C.19Ga) – [vedi anche C.5A]

Le stime della gravità e dell' estensione delle conseguenze di ogni incidente rilevante riportato nel RdS devono essere realistiche.

Indirizzi per la valutazione

Il VA per la verifica di questo criterio deve considerare che l' estensione e la gravità sono collegate con chi (persone) o cosa (componente ambientale) potrebbe essere danneggiata, quanto gravemente, e quanti (persone) o quanto (ambiente) sono colpiti dall' incidente rilevante.

Ulteriori indicazioni per valutare se la stima delle conseguenze effettuata dal gestore, riportata nel RdS, è realistica possono essere tratte dall' applicazione da parte del VA del modello semplificato di propensione alla propagazione nell' ambiente descritto nel capitolo 4.6.2.

Criterio Generale n.20 inerente alla gestione delle emergenze (C.20Ge)

Il RdS deve descrivere le modalità di allarme e l' organizzazione degli interventi in caso di incidente rilevante per fornire evidenza che nello stabilimento sono state prese le misure necessarie.

Indirizzi per la valutazione

Sulla base di quanto riportato nel RdS, il VA deve verificare:

- per quanto concerne misure le attrezzature ed i mezzi di intervento in caso di emergenza:
 - la natura e l' ubicazione dei dispositivi e dei materiali per il controllo dell' inquinamento, nonché delle attrezzature per la successiva pulizia e ripristino;
- ove pertinente, o nel caso in cui dimostrazioni più rigorose o dettagliate sono ritenute necessarie (ad es. prossimità a bersagli ambientali particolarmente sensibili o di pregio, possibile contaminazione di forniture idriche di particolare rilevanza, ecc.), la considerazione:
 - degli effetti della risposta di emergenza, incluse le attività di lotta antincendio, allo scopo di minimizzare l' impatto complessivo sulla popolazione e l' ambiente (per es. dovuto alle acque antincendio contaminate); ciò dovrebbe includere la considerazione degli effetti a breve e lungo termine e l' analisi di opzioni alternative per lo smaltimento e per lo scarico delle acque contaminate, finalizzate ad individuare le soluzioni meno dannose e le circostanze in cui utilizzarle.

Ulteriori indicazioni per la valutazione della modalità di allarme ed organizzazione degli interventi nel RdS, possono essere tratte dal capitolo 4.6.1, 5.1 e 5.2.

Criterio Generale n.21 inerente alla gestione delle emergenze (C.21Ge)

Il RdS deve descrivere le risorse all'interno ed all'esterno dello stabilimento che sono state approntate dal gestore per fornire evidenza che sono state prese le misure necessarie per limitare le conseguenze di un incidente rilevante.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare sulla base di quanto riportato nel RdS:

- che gli approntamenti per la gestione delle situazioni di emergenza siano congruenti con le ipotesi adottate e le risultanze dell'analisi degli incidenti rilevanti, ad es.:
 - i punti strategici quali le sale controllo, i punti di raccolta, i quadri di comando per sistemi di emergenza, i locali per le dotazioni di sicurezza o di intervento, ecc., devono essere collocati in aree "sicure" e quindi esterne alle aree di danno individuate;
 - il numero minimo dei componenti della squadra di emergenza deve essere congruente con la complessità delle azioni richieste per la gestione della situazione incidentale e con le attività previste nelle procedure di emergenza.

NB: naturalmente solo un sopralluogo in campo consentirà di verificare in maniera esaustiva l'efficacia dei mezzi di comunicazione, l'accessibilità, la fruibilità e l'operabilità dei punti strategici per la gestione delle emergenze.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure di emergenza adottate per limitare le conseguenze ambientali possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 4.6.2, 5.1 e 5.2.

Criterio Generale n.22 inerente alla gestione delle emergenze (C.22Ge)

Il RdS deve fornire evidenza che idonei e sufficienti misure sono state adottate per assicurare che le apparecchiature approntate per la mitigazione delle conseguenze degli incidenti rilevanti ragionevolmente prevedibili siano disponibili quando ne è richiesto l'intervento.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare sulla base di quanto riportato nel RdS:

- che gli approntamenti per la gestione delle situazioni di emergenza siano sottoposti, ove pertinente, ad opportuni controlli e manutenzioni periodici di efficienza ed efficacia in accordo con quanto previsto dalle norme, ove esistenti, ovvero secondo le indicazioni dei fornitori;
- che in ogni caso nello stabilimento sia prevista l'effettuazione di periodiche esercitazioni di emergenza, che consentano anche, attraverso la ciclica simulazione degli scenari incidentali riportati nel RdS, di verificare la disponibilità e, ove possibile, la funzionalità degli approntamenti di emergenza e la loro adeguatezza; tali esercitazioni devono coinvolgere, nel caso, anche gli eventuali fornitori esterni di servizi di bonifica e ripristino ambientale per verificarne la preparazione e le attrezzature.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure di emergenza adottate possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 4.6.2, 5.1 e 5.2.

Criterio Generale n.23 inerente alla gestione delle emergenze (C.23Ge)

Il RdS deve fornire evidenza che idonei e sufficienti approntamenti per la lotta e la protezione antincendio possono essere resi disponibili all'interno dello stabilimento, anche tenendo conto, se necessario, di altre risorse esterne eventualmente disponibili localmente.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS:

- sia stata data adeguata considerazione al possibile impatto ambientale delle acque antincendio contaminate in caso di sversamento nei corsi d'acqua e nelle falde acquifere;
- siano motivate dal gestore le scelte effettuate per quanto riguarda le attrezzature e le apparecchiature antincendio, con riferimento alle risultanze dell'analisi di sicurezza. In particolare le informazioni riportate circa la disponibilità degli agenti estinguenti (acqua, liquido schiumogeno o altro) devono essere coerenti con gli interventi previsti per la gestione delle emergenze, anche in termini di gestione della loro disponibilità nell'arco temporale dell'emergenza e di gestione delle acque contaminate durante l'emergenza e nella fase post-emergenza.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle misure per la lotta e la protezione antincendio adottate possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 4.6.2, 5.1 e 5.2.

Criterio Generale n.24 inerente alla gestione delle emergenze (C.24Ge)

Il RdS deve fornire evidenza che idonee misure siano state prese nell'ambito del SGS per l'addestramento degli operatori del sito per la gestione delle emergenze.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS siano riportate:

- indicazioni, ove pertinente, sulle modalità previste per l'effettuazione dell'addestramento, che deve prendere in considerazione gli incidenti rilevanti che comportano una minaccia per l'ambiente e gli interventi specifici da mettere atto conseguentemente in atto in tali evenienze.

Ulteriori indicazioni per la valutazione delle modalità di effettuazione dell'addestramento per la gestione delle emergenze adottate possono essere tratte dai capitoli 4.6.1, 5.1 e 5.2.

Criterio Generale n.25 inerente alla gestione delle emergenze (C.25Ge)

Nel caso degli stabilimenti soggetti all'art.8 del D.lgs.334/99 il RdS deve fornire informazioni congruenti con quelle fornite dal gestore alle Autorità per la predisposizione del Piano di Emergenza Esterno, a sensi dell'art.11 comma 4; nel caso di stabilimenti soggetti all'art.6 le suddette informazioni devono comunque riportate nel documento o scheda predisposto nell'ambito del proprio SGS e riportante l'analisi di sicurezza effettuata dal gestore.

Indirizzi per la valutazione

Il VA deve verificare che nel RdS (o documento/scheda) siano riportati almeno:

- dettagli sull'area esterna probabilmente coinvolta in caso di accadimento di un incidente rilevante, ad es. planimetria con evidenziati bersagli ambientali, planimetria con la rete fognaria di supporto per la localizzazione di possibili sversamenti di sostanze nell'ambiente;
- dettagli sulle sostanze pericolose ricomprese nell'Allegato I del D.lgs.334/99: quantità, caratteristiche di pericolosità e natura degli effetti sulla popolazione e l'ambiente.

2. PRESSIONE DELLE ATTIVITÀ A RISCHIO DI INCIDENTE RILEVANTE SUI CORPI D'ACQUA SUPERFICIALI

2.1 Obiettivi della ricognizione a livello nazionale e criteri di analisi adottati

La valutazione delle conseguenze ambientali, connesse a rilasci accidentali di sostanze pericolose per l'ambiente in acque superficiali nasce dall'esigenza di fornire indicazioni ai valutatori ambientali sulle possibili evoluzioni di un evento di rilascio e i conseguenti effetti rilevanti su recettori superficiali quali fiumi, laghi, acque costiere e marine.

La disponibilità di dati georeferenziati su tutto il territorio nazionale sulle aziende a rischio di incidente rilevante consente, attraverso l'uso di strumenti di analisi territoriale, di valutare con criteri oggettivi l'effettiva rilevanza su base nazionale dei suddetti scenari potenziali di impatto.

Al di là dei molteplici fattori che intervengono nell'evoluzione di un evento di rilascio di sostanze pericolose per l'ambiente che possa comportare danni rilevanti all'ambiente idrico superficiale, la combinazione di fattori come la distanza dai bersagli e i quantitativi stoccati di sostanze pericolose ecotossiche costituisce ragionevolmente un elemento significativo per una valutazione preliminare dei suddetti rischi (effettuata ad es. allo scopo di individuare le priorità di analisi o comunque di intervento).

A tale scopo è stato effettuato uno studio volto ad identificare a livello nazionale le relazioni spaziali intercorrenti tra potenziali sorgenti di rilascio e acque superficiali (comparti idrico-fluviale e marino-costiero).

L'analisi è stata condotta tenendo conto della relazione di prossimità esistente tra i circa 1100 impianti a rischio di incidente rilevante distribuiti su tutto il territorio nazionale e i bersagli/recettori maggiormente rappresentativi di tali comparti, vale a dire aste fluviali, laghi e linea di costa.

Per valutare il carico di sostanze pericolose ubicato in prossimità di tali recettori è stata presa in considerazione una distanza di riferimento pari a 100 metri. Le ragioni di tale scelta risiedono essenzialmente nel fatto che tale distanza è ragionevolmente rappresentativa di una potenziale diretta connessione tra stabilimento e ricettore sensibile e, conseguentemente, di un possibile coinvolgimento diretto di acque superficiali in caso di perdita di contenimento (es. sversamento diretto o presenza di uno scarico diretto a valle del sistema fognario di raccolta delle acque piovane o dell'impianto di trattamento). Per distanze superiori tra sorgente e recettore, l'evoluzione delle conseguenze deve più probabilmente tenere conto anche del trasporto della sostanza nel comparto idrico sotterraneo e quindi rientrare nelle dinamiche evolutive e nelle casistiche descritte nel metodo di cui al Rapporto APAT-ARPA-CNVVF n.57. A tale proposito va sottolineata anche la maggiore probabilità che per distanze superiori ai 100 metri la connessione stabilimento/ricettore sensibile comporti la presenza di un elemento intermedio (es. collettore fognario primario e depuratore primario).

2.2 Discussione dei risultati

L'analisi territoriale è stata effettuata con la finalità di identificare gli stabilimenti ubicati entro una distanza di 100 metri (calcolata a partire dal perimetro esterno) dalla linea di costa e da almeno una asta fluviale (indipendentemente dall'ordine di classificazione dell'asta stessa). Per fini statistici e per identificare eventuali *trend* di variazione del numero di stabilimenti (o dei quantitativi di sostanze pericolose in essi stoccate) in base alla distanza dai bersagli, si è tenuto conto anche di distanze diverse rispetto a quella di riferimento vale a dire 50, 200, 400 e 800 metri.

Lo studio è stato condotto in più fasi: inizialmente si è tenuto conto dell'intero insieme di stabilimenti assoggettati alla disciplina Seveso (1098), prescindendo quindi dai quantitativi e dalla tipologia di sostanze ivi presenti (o meglio notificate); successivamente l'analisi è stata ripetuta su un sottoinsieme di stabilimenti (262), nominati nel seguito "sopra soglia", caratterizzati dalla effettiva presenza al loro interno di quantitativi di sostanze pericolose superiori alle soglie di cui alla colonna 2 dell'allegato I al decreto 334/99 e s.m.i. per le seguenti categorie:

Allegato 1 parte 1	<i>Prodotti Petroliiferi</i>	
Allegato 1 parte 2	<i>Sostanze pericolose per l'ambiente</i>	9.i
		9.ii

Le tipologie di questi 262 stabilimenti "sopra soglia" sono mostrate nella tabella 2.2.1 seguente.

Tabella 2.2.1 – Tipologia degli stabilimenti “sopra soglia”

TIPOLOGIA ATTIVITA'	Num.	%
Acciaierie	11	4
Altro	10	4
Centrali termoelettriche	4	2
Depositi di oli minerali	73	28
Fitofarmaci	14	5
Galvaniche	6	2
Impianti trattamento/recupero	11	4
Raffinerie	15	6
Stabilimenti chimici e petrolchimici	108	41
Deposito di tossici	10	4
totale	262	100

L'ultima fase, focalizzata sugli aspetti connessi al potenziale danno indotto sul comparto fluviale in caso di rilascio, ha riguardato il confronto dei risultati ottenuti nella seconda fase con quelli ottenuti eliminando dal reticolo idrografico tutte le aste fluviali di ordine superiore a 2 e quindi filtrando dai bersagli il “rumore” di fondo costituito dalle centinaia di corsi d'acqua ritenuti poco significativi in termini di portata e di potenziale vettore di veicolazione delle sostanze contaminanti.

Per l'ubicazione degli stabilimenti si è fatto riferimento alla banca dati geografica IGARIR predisposta da ISPRA e MATTM contenente i perimetri dei 1098 stabilimenti a rischio di incidente rilevante aggiornati al 15 febbraio 2010.

Per l'ubicazione delle aste fluviali, della linea di costa e degli specchi d'acqua si è fatto riferimento agli strati informativi presenti sulla banca dati ISPRA/SINANET.

I risultati dell'analisi territoriale sono illustrati nella tabella 2.2.2..

Tabella 2.2.2 – Risultati analisi territoriale

Distanza (m.)	Numero stabilimenti assoggettati al D.Lgs 334/99 e smi					Numero stabilimenti con quantitativi di sostanze superiori alle soglie di cui alla colonna 2 dell'allegato I al D.Lgs 334/99 e smi Allegato I parte 1						
	RI		LC		L	Prodotti Petroliferi Allegato I parte 2			9. Sostanze pericolose per l'ambiente			L
	N.	% (totali)	N.	% (totali)	N.	N.	% (totali)	% (superiori soglie)	N.	% (totali)	% (superiori soglie)	N.
50	208	19	43	4	3	65	6	23	25	2	10	2
100	253	23	53	5	3	79	7	30	31	3	12	2
200	332	30	63	6	4	98	9	37	37	3	14	2
400	464	42	81	7	9	124	11	47	42	4	16	3
800	641	58	96	9	17	158	14	60	45	4	17	5

Legenda: RI=Reticolo Idrografico.

LC=Linea di Costa

L=laghi, bacini artificiali, ecc

% (totali)=percentuale di stabilimenti riferita al numero totale di stabilimenti assoggettati alla disciplina Seveso (1098) aggiornati al 15 febbraio 2010

% (superiori soglie)=percentuale di stabilimenti riferita al numero di stabilimenti (262) con quantitativi di sostanze superiori alle soglie di cui alla colonna 2 dell'allegato I D.lgs 334/99 e smi in categoria 9 (Parte 2) e prodotti petroliferi (Parte 1) aggiornati al 15 febbraio 2010

Dall'osservazione della tabella 2.2.2 si evince come, prendendo come riferimento il numero totale degli stabilimenti cosiddetti “sopra soglia” (262), i rapporti percentuali tra il numero di stabilimenti ubicati in

prossimità del reticolo fluviale rispetto a quelli ubicati sotto-costa mettano in evidenza una netta prevalenza dei primi (compresi tra il 23 e il 60%) rispetto ai secondi (10-17%).

Tale dato, pur indicativo di un'effettiva presenza di realtà/entità impiantistiche in prossimità di recettori/bersagli ambientali, non costituisce di per sé un indicatore rappresentativo del potenziale impatto connesso con rilasci accidentali di sostanze ecotossiche in acque superficiali, ancorché di una ripartizione di questo nell'ambiente marino-costiero e fluviale; a tale riguardo maggiori indicazioni possono essere derivate esprimendo i risultati sopra esposti anche in termini di quantitativi di sostanze presenti.

La tabella 2.2.3 riporta i quantitativi di sostanze ripartiti rispettivamente per Prodotti Petroliferi (Allegato I parte 1) e Sostanze pericolose per l'ambiente (Sostanze in categoria 9 di cui Allegato I parte 2) presenti negli stabilimenti "sopra soglia".

Dal confronto delle due tabelle si osserva un sostanziale equilibrio tra i quantitativi di sostanze stoccate in stabilimenti ubicati in prossimità dei fiumi/canali rispetto a quelli ubicati sotto-costa, sia per quanto attiene i prodotti petroliferi sia per le sostanze pericolose per l'ambiente.

Dall'analisi della tabella 2.2.3 si evince come la distribuzione sul territorio nazionale dei prodotti petroliferi (~ 17500 kt) sia ripartita per circa il 58% (~ 10.000 kt) entro 100 metri dal reticolo fluviale e per circa il 47% (~ 8000 kt) in prossimità della costa. Per quanto attiene la distribuzione nazionale delle sostanze tossiche per l'ambiente (cat. 9 All. I parte 2 al D.Lgs 334/99 e s.m.i.), le percentuali rispetto ai quantitativi totali nazionali (905Kt) si attestano intorno al 30 % equamente ripartito nelle vicinanze (100m) del reticolo idrografico e della linea di costa. Si sottolinea la sostanziale differenza tra quantitativi complessivi di sostanze pericolose per l'ambiente e prodotti petroliferi, quest'ultimi presenti negli stabilimenti "sopra soglia" in misura 30 volte superiore rispetto ai primi.

Tabella 2.2.3 - Stabilimenti con quantitativi di sostanze superiori alle soglie di cui alla col. 2 dell'allegato I al D.Lgs. 334/99 e smi

Distanza (m.)	Allegato I parte 1 Prodotti Petroliferi									Allegato I parte 2 9. Sostanze pericolose per l'ambiente i) R50 "Molto tossico per gli organismi acquatici" (compresa frase R50/53) ii) R51/53 : "Tossico per gli organismi acquatici; può causare effetti negativi a lungo termine nell'ambiente acquatico"		
	RI		LC		L	RI		LC		L		
	Q (t)	% (totale)	Q (t)	% (totale)	Q (t)	Q (t)	% (totale)	Q (t)	% (totale)	Q (t)		
50	9.327.722	53	7.226.642	41	79	276.344	30	208.574	23,04	2.834		
100	10.161.970	58	8.202.304	47	79	285.055	31	297.813	32,90	2.834		
200	10.558.091	60	8.506.392	48	79	320.040	35	298.991	33,03	2.834		
400	11.300.962	64	9.184.908	52	120.624	359.526	40	299.618	33,10	30.019		
800	12.061.114	69	9.708.918	55	398.547	372.958	41	301.526	33,31	30.209		

Legenda: RI=Reticolo Idrografico.

LC=Linea di Costa

L=laghi, bacini artificiali, ecc

% (totale)=percentuale riferita ai quantitativi totali di sostanze presenti negli stabilimenti assoggettati alla disciplina Seveso in categoria 9 (905 Kt) e prodotti petroliferi (17.584 Kt) aggiornati al 15 febbraio 2010

Le figure 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3 e 2.2.4 sotto riportate mostrano come il trend di variazione di quantitativi dei sostanze stoccate negli stabilimenti "sopra soglia" calcolato sulla base delle distanze di riferimento (espresso sia in termini assoluti, vale a dire in tonnellate di sostanze, sia in percentuale sul totale) subisca una significativa riduzione per distanze superiori ai 100 metri, sia per quanto attiene i prodotti Petroliferi sia per quanto riguarda le sostanze pericolose per l'ambiente. L'incremento percentuale dei quantitativi di sostanze per distanze superiori ai 100 metri e inferiori ad 1 km (800 m.) risulta essere piuttosto modesto (10 %) rispetto al totale ad indicare che la distribuzione delle sostanze sia maggiormente concentrata entro la fascia di distanza di cento metri e che tale distanza sia effettivamente rappresentativa di una connessione diretta tra stabilimento/ricettore ambientale. Per distanze superiori non si evincono raggruppamenti o trend significativi.

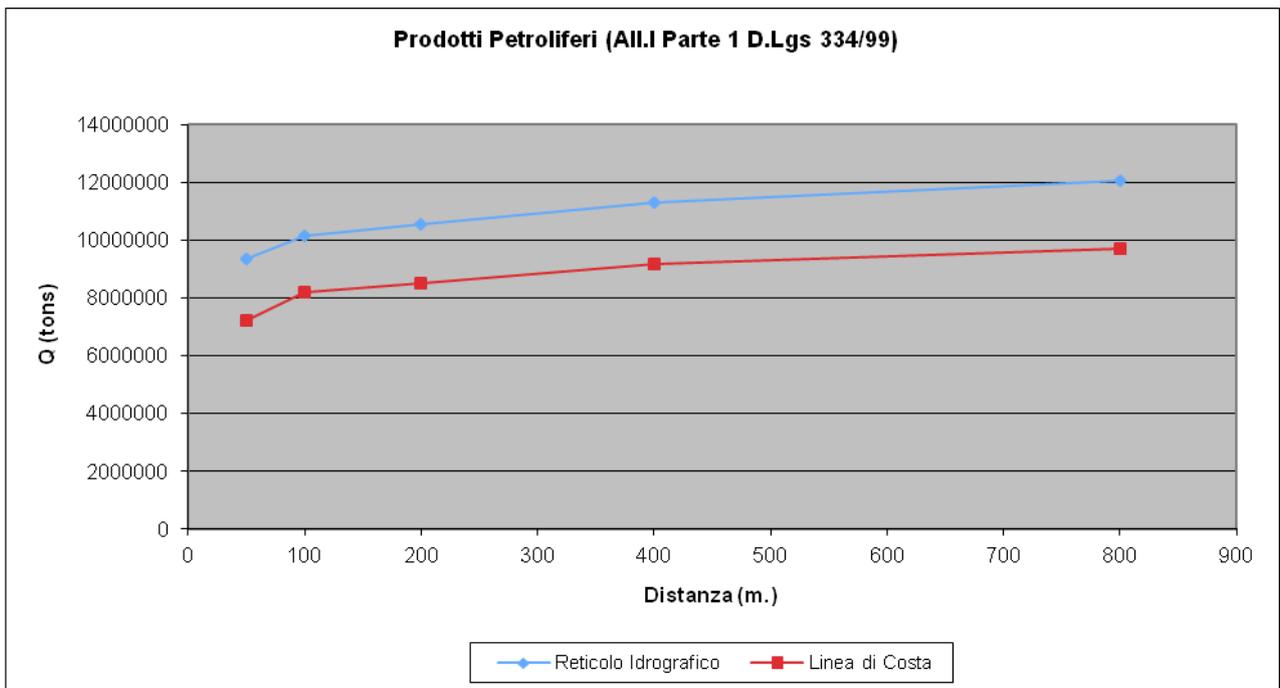


figura 2.2.1

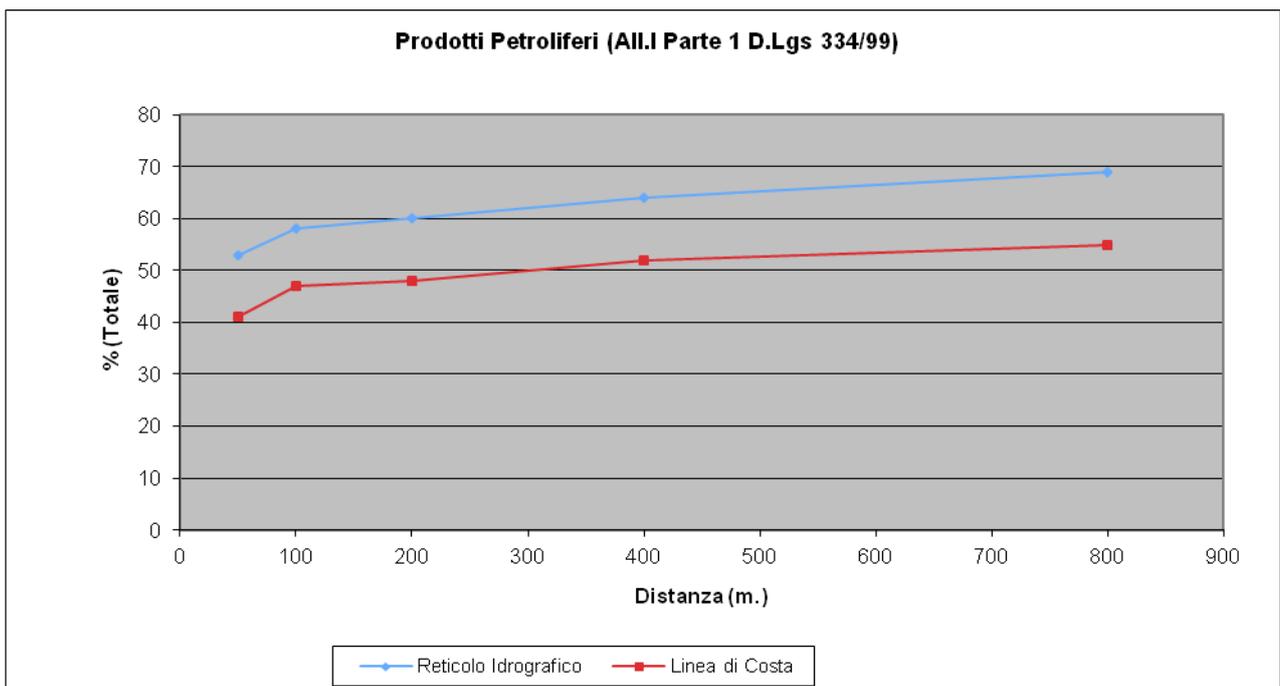


figura 2.2.2

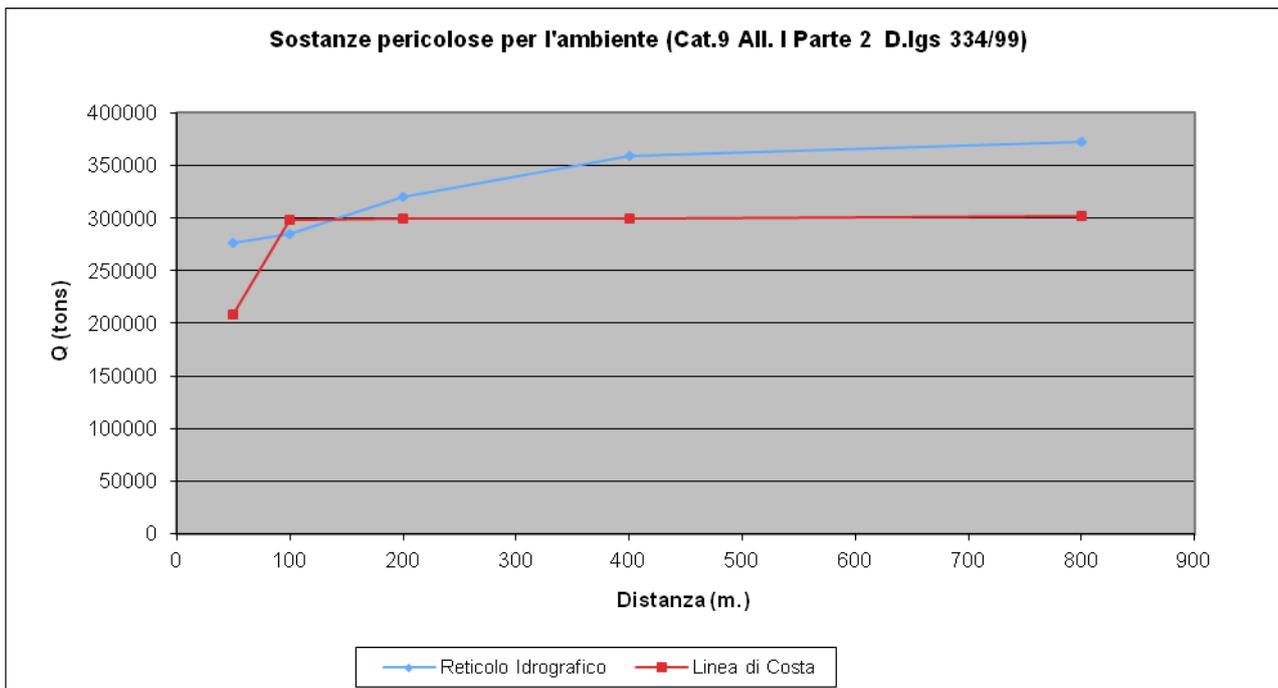


figura 2.2.3

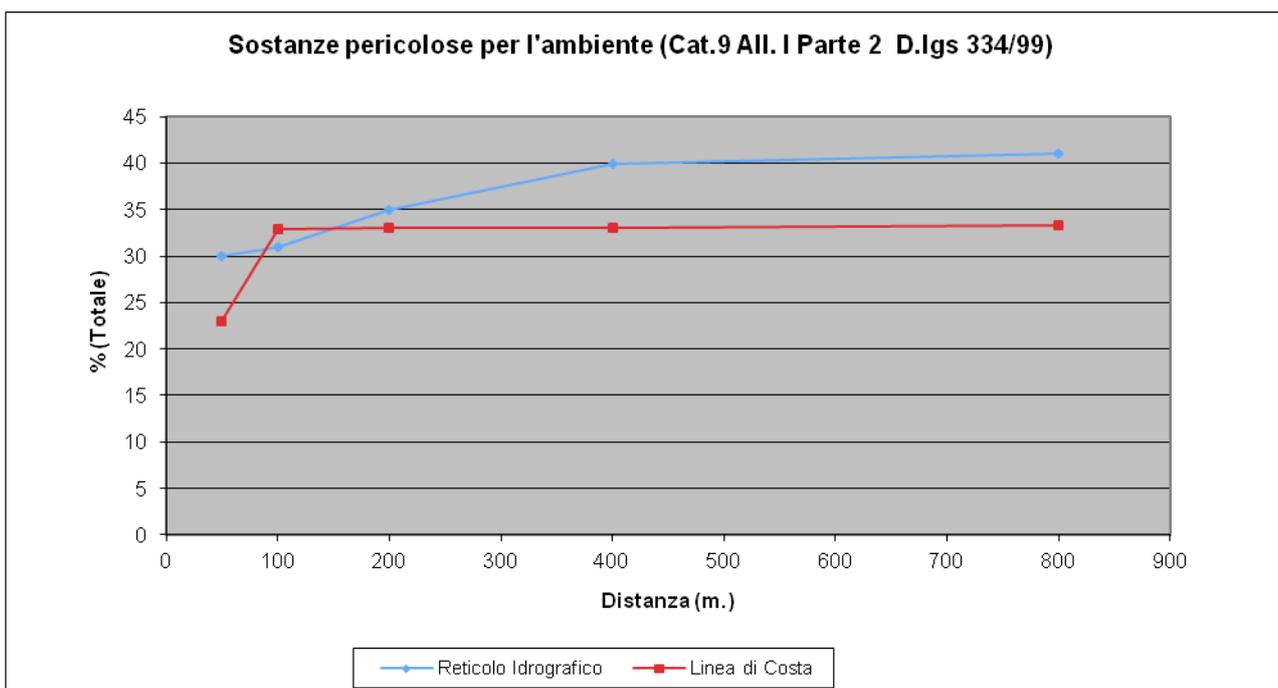


figura 2.2.4

Un ulteriore dato significativo ai fini di una valutazione generale delle conseguenze connesse a rilasci incidentali in particolari contesti territoriali sensibili dal punto di vista ambientale, si evince dall'analisi dei quantitativi di sostanze stoccate presso gli stabilimenti "sopra soglia" ubicati contemporaneamente entro 100 metri dalla linea di costa e da una asta fluviale, laddove cioè un potenziale rilascio diretto in fiume o canale potrebbe indurre conseguenze pressoché immediate sul comparto marino oppure su habitat cosiddetti di "transizione" (delta/estuario). In tabella 2.2.4 sono riportati i quantitativi di sostanze, ripartiti per prodotti petroliferi e sostanze pericolose per l'ambiente, presenti negli stabilimenti "sopra soglia" identificati in tali contesti geografici.

Tabella 2.2.4 - Quantitativi di sostanze presenti negli stabilimenti “sopra soglia” ubicati contestualmente entro una distanza di 100 dalla linea di costa e da una asta fluviale

Allegato I parte 1 Prodotti Petroliferi		Allegato I parte 2 9. Sostanze pericolose per l'ambiente	
Q (t)	% (totale)	Q (t)	% (totale)
6.152.256	35	193.585	21,4

Se da un lato ogni valutazione di dettaglio deve necessariamente fare riferimento all'analisi delle conseguenze incidentali contenute nei Rapporti di Sicurezza o all'analisi dell'esperienza storica su incidenti accaduti nel medio-lungo periodo (es. ultimo decennio), la lettura delle tabelle 2.2.3 e 2.2.4 consente comunque di effettuare una valutazione oggettiva, se pur caratterizzata da un elevato livello di aggregazione, della ripartizione del potenziale di impatto indotto dalla presenza effettiva di sostanze pericolose su ambiente marino-costiero, fluviale e di transizione, anche in linea con i criteri per la notifica di un incidente alla Commissione europea di cui all' allegato VI al D.lgs 334/99.

Per quanto attiene i danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di acqua superficiale o marini, l'allegato VI del decreto (vedi anche paragrafo 4.1), cita espressamente:

I. Ogni incidente di cui al punto 1 o avente almeno una delle conseguenze descritte, ai punti 2, 3, 4 e 5 deve essere notificato alla Commissione.

1. Sostanze in causa. Ogni incendio o esplosione o emissione accidentale di sostanza pericolosa implicante un quantitativo almeno pari al 5% della quantità limite prevista alla colonna 3 dell'allegato I.

3. Conseguenze immediate per l'ambiente.

- danni permanenti o a lungo termine causati agli habitat terrestri.
 - 0,5 ha o più di un habitat importante dal punto di vista dell'ambiente o della conservazione e protetto dalla legislazione;
 - 10 ha o più di un habitat più esteso, compresi i terreni agricoli;
- danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di acqua superficiale o marini (*):
 - 10 km o più di un fiume o canale;
 - 1 ha o più di un lago o stagno;
 - 2 ha o più di un delta;
 - 2 ha o più di una zona costiera o di mare;

 In tabella 2.2.5 vengono illustrati i quantitativi di prodotti petroliferi e sostanze pericolose per l'ambiente che ricadono entro la distanza di riferimento (100 metri) ripartiti in base alla tipologia di ricettore e alle relative dimensioni delle aree di impatto espresse secondo i criteri dell'allegato VI del D.lgs.334/99.

Tabella 2.2.5 –Quantitativi di prodotti petroliferi e sostanze pericolose per l’ambiente in stabilimenti entro 100 m

	Sostanze	Reticolo Idrografico		Linea di costa	
Lunghezza totale (Km)		154.936		7.356	
Quantitativi totali entro la distanza di 100 m (t)	Prodotti Petroliferi	10.161.970		8.202.304	
	9. Sostanze pericolose per l’ambiente	285.055		297.813	
Carico complessivo per Km di ricettore (t)	Prodotti Petroliferi	65		1.115	
	9. Sostanze pericolose per l’ambiente	1,8		40	
Carico complessivo ripartito secondo i criteri di All.VI D.lgs 334/99 (t)	Prodotti Petroliferi	Quantitativi per 10 Km (t)	650	Quantitativi per 2 ha (2Km x 10 m) (t)	2.230
	9. Sostanze pericolose per l’ambiente		18		80

Per quanto attiene l’impatto sul reticolo idrografico, tenuto conto della sommatoria delle lunghezze delle aste fluviali pari a circa 154.936 km è possibile stimare un carico potenziale di sostanze pericolose mediamente distribuito su scala nazionale pari a 65t/km per i prodotti petroliferi e a 1,8 t/km per le sostanze pericolose per l’ambiente.

Per quanto riguarda l’impatto sul comparto marino costiero, prendendo come riferimento la lunghezza totale delle coste italiane valutabile, con ragionevole precisione, in circa 7356 km, si può stimare un carico potenziale di sostanze pericolose mediamente distribuito su scala nazionale pari a circa 1115 t/km per i prodotti petroliferi e a 40 t/km per le sostanze eco-tossiche. Ipotizzando una ampiezza media di zona costiera potenzialmente coinvolta in caso di rilascio diretto pari a 10 metri, il valore areale riportato in allegato VI (2 ettari) risulta equivalente, in termini di lunghezza di costa, a circa 2 km.

Gli esiti delle analisi territoriali sopra descritte prendono come riferimento l’intero reticolo idrografico comprensivo di tutte le aste fluviali a prescindere dall’ordine gerarchico di appartenenza. Ne deriva la conseguente inclusione nel calcolo anche di quegli stabilimenti prossimi a corsi d’acqua che per ridotte dimensioni, bassi regimi di portata (ridotte capacità di veicolare le sostanze) e distanza dal comparto marino assumono, presumibilmente, un rilevanza minore da un punto di vista del *ranking* della vulnerabilità e della valutazione delle conseguenze ambientali connesse con un rilascio accidentale di sostanze pericolose nel comparto fluviale.

Di seguito si illustrano i risultati ottenuti dall’analisi di prossimità effettuata tra stabilimento/corsi d’acqua prendendo come riferimento solo quelle aste che recapitano direttamente in mare (1° ordine) e in corsi d’acqua di altro tipo (2° ordine).

Tabella 2.2.6 - Numero di stabilimenti “sopra soglia” in prossimità di aste fluviali di 1° e 2° ordine

Distanza (m.)	RI		
	N.	% (totali)	% (superiori soglie)
50	46	4	17
100	54	5	20
200	61	6	23
400	80	7	30
800	100	9	38

Tabella 2.2.7 - Quantitativi di sostanze presenti nei stabilimenti “sopra soglia” in prossimità di aste fluviali di 1° e 2° ordine

Distanza (m.)	Allegato I parte 1 Prodotti Petroliferi		Allegato I parte 2 9. Sostanze pericolose per l'ambiente	
	Q (t)	% (totale)	Q (t)	% (totale)
50	8.412.584	48	242.359	26
100	9.239.652	52	246.560	27
200	9.407.235	53	274.007	30
400	10.100.113	57	308.586	34
800	10.852.742	61	316.215	34

Dall'analisi delle tabelle 2.2.6 e 2.2.7 e dal confronto con i dati riportati nelle tabelle 2.2.2 e 2.2.3 si evince come l'eliminazione dal reticolo delle aste fluviali cosiddette “minori” da un punto di vista gerarchico non comporta sostanziali variazioni nel numero e nei quantitativi globali di sostanze stoccate in stabilimenti ubicati in prossimità di corsi d'acqua. Ciò equivale a dire che la maggior parte delle aziende a rischio di incidente rilevante che trattano o stoccano prodotti petroliferi e sostanze ecotossiche (sopra soglia) in prossimità di un corpo idrico superficiale, operano nelle vicinanze di corsi d'acqua di rilevante interesse da un punto di vista delle dimensioni, della capacità di veicolare sostanze o della diretta connessione con il comparto marino costiero.

In tabella 2.2.8 vengono confrontati i quantitativi di prodotti petroliferi e sostanze pericolose per l'ambiente che ricadono entro la distanza di riferimento (100 metri) ripartiti in base all'ordine gerarchico delle aste fluviali e alle relative dimensioni delle aree di impatto espresse secondo i criteri di allegato VI al D.Lgs 334/99

Tabella 2.2.8 - Quantitativi di prodotti petroliferi e sostanze pericolose per l'ambiente in stabilimenti entro 100 m

	Sostanze	Reticolo Idrografico (aste fluviali 1° e 2° ordine)	Reticolo Idrografico totale
Lunghezza totale (Km)		58.565	154.936
Quantitativi totali entro la distanza di 100 metri (t)	<i>Prodotti Petroliferi</i>	9.239.652	10.161.970
	<i>9. Sostanze pericolose per l'ambiente</i>	246.560	285.055
Carico complessivo per Km di ricettore (t)	<i>Prodotti Petroliferi</i>	157	65
	<i>9. Sostanze pericolose per l'ambiente</i>	4,4	1,8

A fronte di una sensibile diminuzione del valore di lunghezza complessiva del reticolo idrografico (58.565 km) e del pressoché invariato quantitativo di sostanze stoccate negli stabilimenti individuato entro le fasce di riferimento, il carico potenziale di sostanze pericolose mediamente distribuito su scala nazionale e calcolato per le aste di primo e secondo ordine risulta essere pari a circa due volte e mezza quello calcolato per l'intero reticolo, ovvero 157 t/km per i prodotti petroliferi e a 4,4 t/km per le sostanze pericolose per l'ambiente. Si tenga presente inoltre che la lunghezza totale delle aste fluviali di primo e secondo ordine tiene conto della misura di lunghezza effettuata a partire dalla foce fino al mare o alla confluenza con l'asta di ordine gerarchicamente superiore, vale dire sia dei tratti a valle che dei tratti a monte dello stabilimento. In questo caso la lunghezza totale risulterebbe inferiore con conseguente aumento del carico di sostanze per chilometro di asta.

La disponibilità di dati ha permesso infine di effettuare una mappatura preliminare delle situazioni presenti sul territorio nazionale (riportata nella tabella 2.2.9 seguente) ritenute rilevanti ai fini di un eventuale *ranking* del pericolo associato ai rilasci accidentali nel comparto fluviale da stabilimenti Seveso di sostanze ecotossiche.

Si evidenzia come tale classificazione dei corsi d'acqua, che per essere completamente affidabile necessiterebbe comunque di essere integrata con le informazioni sulle condizioni di stoccaggio delle sostanze (misure presenti di natura tecnica e gestionale preventive e protettive), viene proposta all'attenzione degli

operatori e dei valutatori coinvolti nei controlli “Seveso” come un riferimento utile per evidenziare contesti territoriali particolarmente sensibili dal punto di vista dell’interazione tra stabilimenti a rischio di incidente rilevante ed elementi ambientali vulnerabili e non deve implicare una riduzione del livello di attenzione da prestare nei confronti dei corpi idrici superficiali non inclusi in tale mappatura.

In Allegato A vengono riportati, infine, gli esiti di una analoga ricognizione effettuata da ARPA Piemonte, sulla base dei dati in suo possesso, riferita al territorio regionale di competenza.

NOME/CODICE ASTA	Quantitativi sostanze (t) (All. 1 Parte 1 e 2)	ORDINE	BACINO PRINCIPALE	N.STABILIMENTI	NOTE DESCRITTIVE SULL'AMBITO TERRITORIALE
55511	1.210.768	1	N.D.	1	Fosso in area Sarroch (Saras)
55566	1.210.768	1	N.D.	1	Fosso in area Sarroch (Saras)
MARCELLINO	993.618	1	MARCELLINO	2	Area Augusta
56043	847.535	1	N.D.	1	Fosso in area Priolo Gargallo (Isab)
CORRIOLO	787.393	1	CORRIOLO	1	Area Milazzo
CANTERA	786.840	1	CANTERA	1	Area Augusta
47729	786.840	2	CANTERA	1	Fosso tributario Cantera Area Augusta
40040	741.038	2	N.D.	2	Sotterraneo non definito Area Napoli (Depositi Kuwait ed Esso Italiana)
56033	716.864	1	N.D.	1	Fosso in area Priolo Gargallo (Isab)
56027	716.864	1	N.D.	1	Fosso in area Priolo Gargallo (Isab)
40041	649.962	2	N.D.	1	Sotterraneo non definito Area Napoli (Deposito Kuwait)
UGIONE	480.000	1	UGIONE	1	Area Collesalveti
GALERIA	429.908	2	TEVERE	2	Area Roma
SCRIVIA	331.506	2	PO	3	Area Busalla e Arquata Scrivia
OLONA	322.505	2	PO	3	Area Rho/Castelseprio
55420	313.518	1	N.D.	1	Fosso in area Porto Torres (Polimeri Europa)
55418	313.515	2	N.D.	1	Fosso in area Porto Torres (Polimeri Europa)
ESINO	312.053	1	ESINO	1	Area Falconara Marittima
POLCEVERA	273.000	1	POLCEVERA	1	Area Genova
48657	189.285	2	GRANDE	1	Fosso Tributario del GRANDE (polimeri europa Brindisi)
LAMONE	147.730	1	LAMONE	1	Area Ravenna
LA CANAIA	147.730	2	LAMONE	1	Area Ravenna
575	146.470	2	POLCEVERA	1	Fosso tributario Polcevera in area Genova IPLOM I
505	132.784	2	N.D.	1	Fosso in area Vado Ligure (Petrolog)
55512	86.450	1	N.D.	1	Fosso in area Sarroch (Polimeri europa)
55599	86.450	1	N.D.	1	Fosso in area Sarroch (Polimeri europa)
FOGLIA	35.763	1	FOGLIA	1	Area Pesaro
MALONE	25.860	2	PO	1	Area Chivasso
TEVERE	22.950	1	TEVERE	1	Area Fiumicino
NESTORE	20.000	2	TEVERE	1	Area Piegara

NOME o CODICE dell'asta fluviale	Quantitativi sostanze (t) (All. 1 Parte 1 e 2)	ORDINE	BACINO PRINCIPALE	N.STABILIMENTI	NOTE DESCRITTIVE SULL'AMBITO TERRITORIALE
TIRINO	7.129	2	PESCARA	1	Area Bussi sul Tirino
27619	6.160	1	N.D	1	Fosso in area Civitavecchia (sipic)
ADIGE	6.000	1	ADIGE	1	Area Rovereto
AVISIO	4.057	2	ADIGE	1	Area Lavis
48243	2.400	2	AMATO	1	Fosso tributario del Turrina in area Lamezia Terme (MECA)
VARENNA	1.900	1	VARENNA	1	Area Genova
ANSANO	1.082	2	ARNO	1	Area Vinci
LAVAGNA	1.000	2	ENTELLA	1	Area Carasco
RENO	801	1	RENO	1	Area Sasso Marconi
TICINO	642	2	PO	1	Area Marano Ticino
NERA	598	2	TEVERE	1	Area Terni
STURA DI LANZO	550	2	PO	1	Area Robassomero
TERDOPPIO	449	2	PO	1	Area Novara
806	426	2	ADIGE	1	Fosso tributario dell'Adige in area Rovereto (Sandoz)
PO DI VOLANO	401	1	PO	2	Area Ferrara
BIFERNO	386	1	BIFERNO	2	Area Termoli
CORNIA VECCHIO	296	1	CORNA VECCHIA	1	Area Piombino
TOMBOLO	296	2	CORNIA VECCHIA	1	Area Piombino
LAMBRO	257	2	PO	1	Area Peschiera Borromeo
DELLA FICOCCIA	186	2	DELLE ACQUE ALTE	1	Area Aprilia
FRATI	171	2	ARNO	1	Area San Giovanni Valdarno

Tabella 2.2.9 – Mappatura preliminare pressione stabilimenti RIR con sostanze eco-tossiche sul comparto idrico fluviale

3. CARATTERIZZAZIONE DELLE SOSTANZE CON EFFETTI RILEVANTI SULL'AMBIENTE ACQUATICO PRESENTI SUL TERRITORIO NAZIONALE

3.1 Ricognizione sulla distribuzione delle sostanze con effetti rilevanti sull'ambiente acquatico sul territorio nazionale

Ai fini della determinazione della rilevanza delle situazioni potenziali che possono determinare un rilascio "ambientalmente" significativo nelle acque superficiali, è stata effettuata una ricognizione delle sostanze pericolose per l'ambiente presenti presso stabilimenti a rischio di incidente rilevante in ambito nazionale, non rientranti tra i prodotti petroliferi di cui all'All. 1 parte 1 del D.lgs.334/99.

E' stata quindi posta attenzione alla tipologia di sostanze e preparati pericolosi ascrivibili alla seguente classificazione, ai sensi di All. I parte 2 del D. Lgs. 334/99 e s.m.i., che fa riferimento alle frasi di rischio riportate nella direttiva 67/548/CEE:

9. SOSTANZE PERICOLOSE PER L'AMBIENTE in combinazione con le seguenti frasi che descrivono il rischio:

- i) R50: "Molto tossico per gli organismi acquatici" (compresa frase R 50/53);
- ii) R51/53: "Tossico per gli organismi acquatici; può causare effetti negativi a lungo termine nell'ambiente acquatico".

Informazioni in merito alla presenza in ambito nazionale di tali sostanze e preparati sono state desunte dalla banca dati Inventario nazionale degli stabilimenti a rischio di incidente rilevante, predisposto, in ottemperanza all'art. 15, c.4 del D. Lgs. 334/99 e s.m.i., dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) avvalendosi dell'ISPRA, che ne cura la struttura, i contenuti e l'aggiornamento.

L'Inventario è basato sui dati tratti dalle notifiche (art. 6 del D. Lgs. 334/99 e s.m.i.) e dalle schede d'informazione alla popolazione (allegato V del D. Lgs. 334/99 e s.m.i.), trasmesse dai Gestori e conservate presso il MATTM, che comprendono informazioni alle sostanze detenute presso gli stabilimenti relative a :

- identificazione;
- tipologia di pericolosità;
- quantità massime notificate.

I dati ottenuti dall'Inventario sono stati filtrati considerando la significatività della presenza di sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente negli stabilimenti: si è in particolare ritenuto utile, ai fini di questo rapporto, stabilire una "soglia minima significativa" pari a 10 t di sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente presenti nello stabilimento.

Ottenuti in questo modo due macro-elenchi di sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente (9.i e 9.ii), presenti negli stabilimenti nazionali a rischio di incidente rilevante in un quantitativo superiore alle 10 tonnellate, sono state reperite le informazioni su:

- schede di sicurezza;
- caratteristiche di pericolosità;
- frasi di rischio R;
- consigli di prudenza S;
- ecc.

dalla letteratura (tramite consultazione di data-base resi accessibili sulla rete internet da parte di organismi istituzionali di comprovata affidabilità, quali ad esempio NIOSH- National Institute for Occupational Safety and Health, ISS - Istituto Superiore di Sanità, ecc.) e/o dalle notifiche archiviate (Allegato V) presso il MATTM.

Nel contempo l'indagine ha permesso la ricognizione e la verifica dei numeri identificativi delle singole sostanze, ove disponibili, che individuano in maniera univoca sostanze e preparati chimici ed in particolare:

- CAS - Chemical Abstracts Service;
- EINECS - European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances;

- CE – Codice di identificazione assegnato alla sostanza nell'allegato I della direttiva 67/548/CEE;
- RTECS - Registry of Toxic Effects of Chemical Substances;
- NU – Numero ONU;
- ICSC - International Safety Chemical Cards.

Va infine rammentato che, in riferimento all'emanazione della nuova direttiva Seveso (Direttiva 2012/18/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 4 luglio 2012), al fine di assicurare la necessaria coerenza con il Regolamento (CE) n. 1272/2008 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008, è stata introdotta la nuova nomenclatura e la classificazione CLP.

Al riguardo, in Allegato 1 Parte 1 alla Direttiva 2012/18/UE “Categoria delle sostanze pericolose”, è riportata la Sezione E “Pericoli per l'ambiente”, la cui categorizzazione delle sostanze, con relativa conversione della classificazione secondo il Regolamento CLP (Classe e categoria di pericolo - Indicazione di pericolo), è:

- E1: Pericoloso per l'ambiente acquatico, categoria di tossicità acuta 1 - H400 o di tossicità cronica 1 - H410 (direttiva 67/548/CEE: R50; R50-53);
- E2: Pericoloso per l'ambiente acquatico, categoria di tossicità cronica 2 - H411 (direttiva 67/548/CEE: R51-53).

3.2 Parametri chimico fisici principali per la valutazione delle conseguenze ambientali di rilasci in acque superficiali

Individuate le sostanze ed i preparati pericolosi per l'ambiente significativamente presenti sul territorio nazionale, l'attività di caratterizzazione è proseguita con la selezione e rilevazione bibliografica dei parametri chimico-fisici significativi ai fini della previsione del comportamento delle sostanze in caso di sversamento in acqua.

A tale riguardo sono state prese a riferimento, in particolare, le seguenti fonti bibliografiche, come meglio specificato, tra gli altri, nell'allegato B:

- “Rapporto conclusivo dei lavori svolti dal Gruppo misto APAT/ARPA/CNVVF per l'individuazione di una metodologia speditiva per la valutazione del rischio per l'ambiente da incidenti rilevanti in depositi di idrocarburi liquidi” (ISPRA 2005);
- Banca dati ISS- APAT- ISPESL;
- Parametri raccolti nell'ambito delle attività di cui al Reg. REACH, in relazione alle conseguenze ambientali.

Le proprietà chemiodinamiche delle sostanze (riferite, ove non diversamente indicato, alle condizioni ambientali standard: P=1 atm, T=20 °C), ritenute maggiormente significative ai fini della valutazione delle conseguenze per l'ambiente connesse a rilasci accidentali diretti in acque superficiali, sono risultate le seguenti:

- solubilità, cioè l'affinità di una sostanza per il comparto acqua; valori superiori a 10-2 g/l indicano un'affinità elevata, inferiori a 10-5 g/l che la sostanza è fortemente idrofoba;
- tensione di vapore o volatilità; valori superiori ad 1 Pa indicano alta volatilità, inferiori a 10-6 Pa indicano affinità per l'aria molto bassa;
- coefficiente di ripartizione n-ottanolo/ acqua (Kow) che rappresenta la capacità di una sostanza di essere assorbita nella biota: indica quanto una molecola è affine ai grassi ovvero la sua lipofilia. Se il valore di logKow risulta maggiore di 4,5 allora la sostanza è potenzialmente bioaccumulante. Per i composti organici con logKow minore o uguale di 4,5 l'affinità per lo strato lipidico di un organismo è tale per cui la sostanza non è generalmente considerata bioaccumulante;
- coefficiente di assorbimento per il carbonio organico, ripartizione fra suolo e acqua (Koc). Il log Koc è il coefficiente di adsorbimento al suolo, che determina la quantità di sostanza che rimane fissata al suolo e di conseguenza quella che rimane disponibile per la successiva miscelazione con acqua. Valori di log Koc superiori a 4, in genere, indicano elevata affinità per il suolo.

La ricerca dei valori dei parametri chemiodinamici è stata caratterizzata da alcune difficoltà operative:

- dati affidabili non facilmente reperibili in letteratura;
- valori trovati affetti da ampi intervalli di variabilità.

Sono state prese a riferimento, oltre ai dati bibliografici tratti dalle fonti sopra citate, le informazioni tratte da data-base di organismi istituzionali quali NIOSH- National Institute for Occupational Safety and Health, ISS - Istituto Superiore di Sanità, ecc. e dalle schede di sicurezza, o anche dei risultati di prove/analisi di laboratorio, rese disponibili in rete dai principali produttori e/o esportatori di tali sostanze e preparati pericolosi.

In merito alla problematica della eccessiva variabilità per alcuni valori dei parametri, va sottolineato che molto spesso in letteratura per una stessa proprietà sono presenti valori che differiscono per più di un ordine di grandezza. Questo è dovuto da un lato alla variabilità delle condizioni sperimentali, dall'altro ai diversi *endpoints* presi a riferimento per le sperimentazioni effettuate.

Date tali premesse, è stata effettuata una valutazione critica dei dati per arrivare a selezionare quelli più affidabili procedendo alla seguente semplificazione operativa: utilizzo di dati parametrici univoci rappresentativi delle condizioni peggiori in caso di sversamento in acqua (maggiore tendenza a permanere nel corpo idrico), cercando cioè di assicurare, in maniera quanto meno qualitativa, un approccio cautelativo nello studio del problema.

Per quanto riguarda gli intervalli dei parametri chemiodinamici, si è operato optando per i valori minimi disponibili per la tensione di vapore, il coefficiente di ripartizione n-ottanolo/ acqua (K_{ow}) ed il coefficiente di assorbimento per il carbonio organico, ripartizione fra suolo e acqua (K_{oc}).

Di contro per il parametro della solubilità, si è operato optando per i valori massimi sugli intervalli di valori reperiti.

Con particolare riferimento alla determinazione e/o scelta dei valori di K_{ow} e K_{oc} , si sono privilegiati, quando presenti, i dati ottenuti attraverso misura diretta, reperibili, come si accennava, attraverso dati di letteratura e/o ricerca in data-base disponibili in rete.

Per il K_{oc} si è tenuto conto della correlazione con il K_{ow} data dalla formula di Karickhoff et al. (1979): $\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0.21$, per cui, in genere, si è privilegiato il valore che più si approssimava a tale relazione oppure, in mancanza di dati, si è ricavato il valore mediante applicazione della formula stessa.

Al fine di caratterizzare le sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente significativamente presenti negli stabilimenti a rischio di incidenti rilevanti sul territorio nazionale in quantitativi superiori alle 10 tonnellate, relativamente al comportamento in caso di sversamento accidentale in corpi idrici superficiali, si è tentato di schematizzare i due macro-elenchi di prodotti, R50 (compresa R50/53) – 9.i o R51/53 – 9.ii, indicando, nelle tabelle riportate in allegato B:

- i valori delle proprietà chemiodinamiche individuate per i prodotti selezionati, completi di numeri identificativi al fine di poterli univocamente individuare (numero CAS);
- le seguenti indicazioni qualitative-quantitative del comportamento in caso di sversamento in acqua:

Caratterizzazione sostanze in base ai valori di solubilità

Solubilità alta/molto alta (10^{+2} - 10^{-1}) g/l	Solubilità media (10^{-1}) g/l	Solubilità bassa (10^{-2}) g/l	Solubilità molto bassa (10^{-3} - 10^{-4}) g/l	Insolubile (10^{-5} - 10^{-6}) g/l
---	---------------------------------------	---------------------------------------	---	---

Caratterizzazione sostanze in base ai valori di volatilità

Volatilità bassissima/ trascurabile ($< 10^{-5}$) Pa	Volatilità bassa (10^{-4} - 10^{-2}) Pa	Volatilità media (10^{-1} - 10) Pa	Volatilità alta/ molto alta (10^2 - 10^4) Pa	Volatilità altissima ($> 10^5$) Pa
--	--	--	--	---

Caratterizzazione sostanze in base ai valori coefficiente ottanolo/acqua – tendenza a bioaccumulare ($\log K_{ow}$)

Bassissima tendenza (< 1)	Bassa tendenza (1 - 2,5)	Media tendenza (2,5 - 4)	Alta tendenza (4 - 5,5)	Altissima tendenza ($> 5,5$)
----------------------------------	-----------------------------	-----------------------------	----------------------------	-----------------------------------

Caratterizzazione sostanze in base ai valori del Coefficiente di assorbimento per il carbonio organico, ripartizione fra suolo e acqua - mobilità ($\log K_{oc}$)

Altissima mobilità (< 1)	Alta mobilità (1 - 2)	Media mobilità (2 - 3,...)	Bassa mobilità (3,... - 4)	Bassissima mobilità/immobile - affinità per il suolo (> 4)
---------------------------------	--------------------------	-------------------------------	-------------------------------	---

4. PROPOSTA DI UN MODELLO DI VALUTAZIONE DELLE CONSEGUENZE AMBIENTALI DEGLI INCIDENTI RILEVANTI

4.1. La normativa “Seveso” e la valutazione delle conseguenze ambientali per le acque superficiali

Gli stabilimenti c.d. “Seveso” sono quelli in cui la presenza di sostanze pericolose in quantità uguali o superiori a determinati valori soglia ne determina l’assoggettamento al D.Lgs. 334/1999 e s.m.i., che recepisce la direttiva comunitaria 96/82/CE sul controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose, successivamente modificata e integrata dalla direttiva 2003/105/CE (recepita in Italia con il D.Lgs. n.238 del 21 settembre 2005).

Finalità di questo impianto normativo è quella di dettare disposizioni finalizzate a prevenire gli incidenti rilevanti connessi a determinate sostanze pericolose e a limitarne le conseguenze per l’uomo e per l’ambiente.

Il D.Lgs. 334/99 ha introdotto per la prima volta nel campo di applicazione della valutazione del rischio da incidente rilevante le sostanze/preparati classificati come pericolosi per l’ambiente, individuate dalle frasi di rischio R50 e R51/53.

Il D.Lgs. 238/2005 ha ampliato l’ambito di applicazione del D.Lgs. 334/99 abbassando la soglia per le sostanze pericolose per l’ambiente; esso inoltre ha integrato le disposizioni di cui all’art. 14 del D.Lgs. 334/99 con il comma 5 bis in cui si stabilisce l’adozione di linee guida in materia di assetto del territorio ad integrazione dei requisiti minimi di sicurezza stabiliti con il DM del 9 maggio 2001. Dette linee guida (peraltro al momento non ancora emanate) dovranno tenere conto della necessità di prevedere e mantenere opportune distanze tra gli stabilimenti e le aree di particolare interesse naturale o particolarmente sensibili dal punto di vista naturale, nonché tra gli stabilimenti e gli istituti, i luoghi e le aree tutelati ai sensi del D.Lgs. n.42 del 22 gennaio 2004, e dovranno altresì individuare gli elementi che debbono essere tenuti in considerazione nel quadro conoscitivo relativo del territorio, delle componenti ambientali e dei beni territoriali e paesaggistici interessati da potenziali scenari di incidente rilevante.

Il D.Lgs. 334/99, come modificato dal D.Lgs. 238/05, disciplina dunque le valutazioni dei rischi per l’uomo e per l’ambiente connessi con gli stabilimenti in cui sono presenti determinate sostanze pericolose, ivi compresa la componente ambientale acque superficiali.

La normativa attuativa in materia di incidenti rilevanti, includendo tra gli oggetti di tutela l’ambiente in sé per sé, si pone pertanto in collegamento con le norme che disciplinano la tutela delle acque, fermo restando che le relative attività di controllo sono gestite da diverse Autorità competenti.

Per gli stabilimenti soggetti agli adempimenti di cui all’art. 8 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i. lo strumento che consente al gestore di dimostrare in qualsiasi momento all’Autorità competente di aver preso tutte le misure necessarie è il rapporto di sicurezza. Il rapporto di sicurezza deve contenere, oltre a quanto stabilito dall’art. 8 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i., anche informazioni in merito alla valutazione dei rischi connessi con il rilascio incontrollato di sostanze ecotossiche nelle matrici suolo, sottosuolo, acque superficiali e sotterranee ed alle misure per prevenire e limitare gli incidenti (vedi capitolo 1).

Per gli stabilimenti soggetti agli adempimenti di cui all’art. 6 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i., l’obbligo di adozione di un Sistema di Gestione della Sicurezza (art. 7 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i.) comporta che venga comunque documentata l’effettuazione, a cura del gestore dello stabilimento, di valutazioni relative ai possibili incidenti rilevanti compresi, quindi, anche quelli con conseguenze ambientali. A seguito di tali valutazioni dovranno, di conseguenza, essere definite opportune misure di protezione e di intervento (gestione delle emergenze) per controllare e contenere le conseguenze.

I criteri con cui eseguire la valutazione delle conseguenze ambientali sia per gli stabilimenti soggetti agli obblighi di cui all’art. 8 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i. che, per i motivi sopra indicati, per gli stabilimenti soggetti agli obblighi di cui all’art. 6 dello stesso decreto, non risultano definiti nella normativa in materia di pericoli di incidenti rilevanti. Infatti, sia il D.Lgs. 334/99 e s.m.i. che il D.M. 9 maggio 2001 non chiariscono in modo esaustivo il concetto di incidente rilevante per l’ambiente e forniscono elementi che permettono definizioni solo di tipo qualitativo.

Nell’allegato VI al D.Lgs. 334/99 e s.m.i. “*Criteri per la notifica di un incidente alla commissione europea*” vengono presentate le condizioni che prevedono la necessità di notificare alla commissione europea un incidente rilevante. Ai fini dell’applicazione di questi criteri di notifica è necessaria l’individuazione dei “danni rilevanti” o “a lungo termine” ai bersagli ambientali quali habitat di acqua superficiale o marini o

habitat terrestri. Per quanto attiene i danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di acqua superficiale o marini l'allegato VI riporta espressamente:

- 10 km o più di un fiume o canale;
- 1 ha o più di un lago o stagno;
- 2 ha o più di un delta;
- 2 ha o più di una zona costiera o di mare;

Il concetto di incidente rilevante per l'ambiente e di valutazione del rischio viene ulteriormente ripreso in considerazione nel D.M. 9 maggio 2001 sui requisiti in materia di pianificazione urbanistica e territoriale per le zone interessate da stabilimenti a rischio di incidente rilevante.

Il D.M. 9 maggio 2001, definisce il concetto di danno rilevante a lungo termine per l'ambiente, distinguendo due categorie di danno:

- danno significativo: danno prodotto dal verificarsi di quell'evento per cui gli interventi di bonifica richiedono un tempo presumibilmente inferiore ai due anni
- danno grave: danno prodotto dal verificarsi di quell'evento per cui gli interventi di bonifica richiedono un tempo presumibilmente superiore ai due anni.

Nello stabilire l'incompatibilità ambientale per nuovi stabilimenti e, conseguentemente, il ricorso a misure di protezione e prevenzione del rischio per le situazioni di danno grave, il D.M. 9 maggio 2001, fornisce anche indicazioni su quali siano gli elementi ambientali vulnerabili per i quali effettuare la valutazione del rischio al fine di assicurarne un'adeguata protezione. In tale decreto si considerano i seguenti elementi ambientali:

- beni paesaggistici e ambientali (decreto legislativo 29 ottobre 1999, n. 490);
- aree naturali protette (es. parchi e altre aree definite in base a disposizioni normative);
- risorse idriche superficiali (es. acquifero superficiale; idrografia primaria e secondaria; corpi d'acqua estesi in relazione al tempo di ricambio ed al volume del bacino);
- risorse idriche profonde (es. pozzi di captazione ad uso potabile o irriguo; acquifero profondo non protetto o protetto; zona di ricarica della falda acquifera).
- uso del suolo (es. aree coltivate di pregio, aree boscate)

Per ognuno degli elementi indicati deve essere valutata la vulnerabilità in relazione alla fenomenologia incidentale cui ci si riferisce. La valutazione della vulnerabilità dovrà tenere conto del danno specifico che può essere arrecato all'elemento ambientale, della rilevanza sociale ed ambientale della risorsa considerata, della possibilità di mettere in atto interventi di ripristino susseguentemente ad un eventuale rilascio.

In conclusione, secondo quanto prevede la normativa, il gestore deve effettuare un'analisi delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante e sulla base dei risultati di questa fornire indicazioni sulle misure di prevenzione e mitigazione del rischio. Tale valutazione è correlata con la dispersione nell'ambiente di sostanze pericolose e si basa sulla stima della magnitudo delle conseguenze o del grado di severità dell'impatto o del danno prodotto dal verificarsi dell'evento, intesi come grado di perdita di fruibilità o valore degli elementi esposti provocato dal verificarsi di un rilascio.

Il criterio della stima economico-qualitativa (presumibile) delle conseguenze, previsto dalla normativa vigente, trova giustificazione nell'attuale stato dell'arte degli approcci e delle metodologie di analisi e valutazione dei rischi per l'ambiente derivanti da incidenti rilevanti, la cui applicazione conduce a risultati non esenti da cospicue incertezze.

Il D.lgs.334/99 e la normativa attuativa (DM 9 maggio per i criteri di compatibilità territoriale ed ambientale e, per quanto riguarda la conduzione delle analisi di sicurezza, il DPCM 31 marzo 1989, che è però centrato prevalentemente sulla valutazione dei rischi per la salute umana), non forniscono dunque espressamente indicazioni sulla modalità con cui devono essere eseguite l'analisi dei rischi per l'ambiente e la valutazione della compatibilità ambientale degli stabilimenti a rischio di incidente rilevante, ma solo elementi che portano a considerare un incidente rilevante per l'ambiente quell'evento che produce un danno a causa della dispersione di contaminante nelle componenti ambientali con magnitudo, espressa in termini di tempo di rimozione della sostanza dalla matrice/i ambientale/i interessate, superiore ai due anni.

In questo quadro di carenza di criteri ed indirizzi nella normativa pertinente, con l'obiettivo di fornire ai tecnici agenziali impegnati nelle attività di controllo strumenti operativi per la valutazione delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti, vengono in questo capitolo presentati dei riferimenti tecnici per la valutazione delle analisi effettuate dai gestori quali:

-
- criteri per la classificazione degli elementi ambientali vulnerabili;
 - criteri per l'individuazione del livello di analisi richiesto ai gestori per la valutazione delle conseguenze ambientali;
 - criteri per l'individuazione e la valutazione delle situazioni critiche;
 - la disamina di alcuni modelli esistenti per la valutazione delle conseguenze per rilasci di sostanze ecotossiche in acque superficiali desunti dalla letteratura tecnica, dalle esperienze maturate nel Sistema agenziale e in ambito europeo;
 - la proposta di un indice di propensione al rilascio dagli stabilimenti, derivante dalla considerazione dei pericoli ambientali presenti nello stabilimento (sostanze ecotossiche presenti e relative quantità rilasciabili, localizzazione) e delle misure tecniche e gestionali adottate per la prevenzione e la limitazione delle conseguenze;
 - la proposta di un modello semplificato per la valutazione della contaminazione dovuta alla propagazione di una sostanza ecotossica rilasciata in un corpo idrico superficiale, a partire dalla quantità rilasciata, dalle sue caratteristiche e dalle caratteristiche principali del corpo idrico.

4.2 Classificazione degli elementi ambientali vulnerabili

In relazione alla natura delle componenti ambientali prese in considerazione in questo documento, il riferimento di partenza è costituito dalla vigente normativa per la classificazione e la tutela della qualità dei corpi idrici contenuta nel D.Lgs 152/2006 e s.m.i..

Con l'emanazione del D. Lgs. 152/99 e s.m.i., viene individuato il Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) quale strumento unitario di pianificazione delle misure finalizzate al mantenimento e al raggiungimento:

- degli obiettivi di qualità ambientale per i corpi idrici significativi superficiali e sotterranei;
- degli obiettivi di qualità per specifica destinazione (acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci, acque dolci destinate alla produzione di acqua potabile, acque di balneazione, acque destinate alla vita dei molluschi);
- della tutela qualitativa e quantitativa del sistema idrico.

Gli obiettivi che devono essere perseguiti sono i seguenti:

- a) prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- b) conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- c) perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche con priorità per quelle potabili;
- d) mantenere la capacità di autodepurazione dei corpi idrici nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate.

In particolare, il raggiungimento degli obiettivi indicati si realizza attraverso i seguenti strumenti:

- l'individuazione degli obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione dei corpi idrici;
- la tutela integrata degli aspetti qualitativi e quantitativi nell'ambito dei bacini idrografici ed un adeguato sistema di controlli e sanzioni;
- il rispetto dei valori limite agli scarichi fissati dalla Legge, nonché la definizione di valori limite in relazione agli obiettivi di qualità del corpo recettore;
- l'adeguamento dei sistemi di fognatura, collettamento e depurazione degli scarichi idrici nell'ambito del servizio idrico integrato di cui alla Legge 5 gennaio 1994, n. 36, peraltro già previsti nei Piani d'Ambito siciliani;
- l'individuazione di misure tese alla conservazione, al risparmio, al riutilizzo ed al riciclo delle risorse idriche.

Il D. Lgs. 152/06 prevede all'art. 77 che le regioni, sulla base dei dati già acquisiti e dei risultati del primo rilevamento effettuato ai sensi degli artt. 118 e 120, identifichino per ciascun corpo idrico significativo le classi di qualità corrispondenti.

L'art. 77 comma 3 recita infatti *“Al fine di assicurare entro il 22 dicembre 2015 il raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato di “buono”, entro il 31 dicembre 2008, ogni corpo idrico superficiale classificato o tratto di esso deve conseguire almeno i requisiti dello stato “sufficiente” di cui all'Allegato 1 alla parte terza”*.

Ai sensi del comma 4, art. 76 del decreto, con il Piano di Tutela devono essere adottate le misure atte a conseguire i seguenti obiettivi entro il 22 dicembre 2015:

- sia mantenuto o aggiunto per i corpi idrici superficiali l'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato di “buono” come definito nell'Allegato 1 alla parte terza;
- sia mantenuto, ove esistente, lo stato di qualità ambientale “elevato”;
- siano mantenuti o raggiunti altresì per i corpi idrici a specifica destinazione di cui all'articolo 79 gli obiettivi di qualità per specifica destinazione di cui all'Allegato 2 alla parte terza.

Per ottemperare a quanto stabilito dall'art. 121 comma 2 del decreto, le Autorità di bacino di rilievo nazionale, regionale e interregionale, definiscono obiettivi a scala di bacino e priorità di interventi per il bacino idrografico di competenza articolati secondo le caratteristiche del territorio, la rilevanza ambientale delle criticità emerse e il livello conoscitivo acquisito. Prioritario, per la tutela qualitativa delle acque superficiali, marine e sotterranee diventa il raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato “buono” entro il 2015.

In definitiva, attraverso lo strumento dei PRTA, le regioni identificano tutti quei corpi idrici che saranno oggetto di monitoraggio e successiva classificazione in base alle loro caratteristiche.

I criteri che la normativa fornisce per la selezione di tali corpi idrici fanno riferimento a:

- a) dimensioni;
- b) rilevanza ambientale;
- c) potenziale impatto su altri corpi idrici significativi;
- d) specifica destinazione d'uso.

a) Criterio dimensionale:

i corpi idrici superficiali (Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), a cui si applicano i criteri di tipizzazione di seguito sintetizzati e adattati:

- 1) tipi fluviali:
tutti i fiumi con bacino idrografico maggiore o uguale a 10 Km², con l'esclusione dei fiumi temporanei a carattere "episodico" secondo la definizione di cui alla sezione A, par A.1.1 dell'Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 (come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131);
- 2) tipi lacustri:
 - laghi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km² o superiore;
 - invasi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km² o superiore
- 3) tutti i tipi costieri (acque marino costiere entro un miglio dalla costa);
- 4) tutti i tipi acque di transizione con superficie maggiore o uguale a 0,5 Km²

b) criterio del potenziale impatto su altri corpi idrici:

i corpi idrici superficiali che, per le loro caratteristiche qualitative e quantitative, possono avere un'influenza rilevante sui corpi idrici di cui al punto precedente;

c) criterio della rilevanza ambientale:

i corpi idrici superficiali che hanno rilevante interesse ambientale ovvero che soddisfano uno o più criteri individuati al paragrafo B.3.5.1 della sezione B dell'Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 (come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), compresi quelli a cui non si applicano i criteri di tipizzazione di cui al punto a);

d) criterio specifica destinazione funzionale di cui al CAPO II del D.Lgs. 152/06:

i corpi idrici a specifica destinazione:

- acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile;
- acque destinate alla balneazione;
- acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci;
- acque destinate alla vita dei molluschi.

Particolare attenzione andrà rivolta ai corpi idrici a rischio che, in attesa dell'attuazione definitiva di tutte le fasi che concorrono alla classificazione dei corpi idrici, le Regioni identificano con le seguenti tipologie:

- Acque a specifica destinazione funzionale non conformi agli specifici obiettivi di qualità;
- Aree sensibili ai sensi dell'art. 91 del DLgs 152/06 e secondo i criteri di cui all'allegato 6 (Direttiva 91/271/CEE);
- Corpi idrici ubicati in zone vulnerabili da nitrati di origine agricola e da prodotti fitosanitari ai sensi degli articoli 92 e 93 del DLgs 152/06 e individuate secondo i criteri di cui all'allegato 7 per i quali, anche a seguito dell'attuazione dei programmi di controllo e d'azione predisposti dalle Regioni, si ritenga improbabile il raggiungimento dell'obiettivo ambientale entro il 2015;
- Corpi idrici ubicati in aree contaminate, identificate come siti di bonifica, ai sensi della parte quarta titolo V del DLgs 152/06;
- Corpi idrici che, sulla base delle caratteristiche di qualità emerse da monitoraggi pregressi, presentano gli indici di qualità e i parametri correlati alla attività antropica che incide sul corpo idrico, non conformi con l'obiettivo di qualità da raggiungere entro il 2015 e per i quali, in relazione allo sviluppo atteso delle pressioni antropiche e alle peculiarità e fragilità degli stessi corpi idrici e dei relativi ecosistemi acquatici, risulta improbabile il raggiungimento degli stessi obiettivi entro il 2015

La normativa di riferimento non fornisce tuttavia un criterio gerarchico in base al quale ordinare per importanza i vari corpi idrici, ma unicamente criteri in base ai quali identificare quegli elementi che saranno oggetto di classificazione e monitoraggio nonché standard di qualità per la classificazione di ciascun corpo idrico in base allo suo stato qualitativo (ecologiche e chimico) desunto dai risultati del monitoraggio stesso. I valori soglia per i corpi idrici superficiali che definiscono lo stato di qualità “sufficiente” (obiettivo per il 2008) sono riportati nella tabella 1/A di Allegato 1 alla parte terza al D.Lgs. 152/2006, mentre la conformità ai requisiti di specifica destinazione d’uso sono definiti nelle tabelle di cui all’Allegato 2 dello stesso decreto (riportate per comodità dei lettori nell’allegato C di questo Rapporto).

Nella tabella 4.2.1 viene illustrata una proposta di classificazione (*ranking*) dei bersagli ambientali, valida solo ai fini dell’applicazione dei criteri l’individuazione del metodo di analisi da applicare per la valutazione delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante (vedi 4.3), finalizzata a definire una scala di priorità tra i vari elementi in relazione alle rilevanza delle conseguenze/impatto che essi possono subire in caso di fuoriuscita accidentale di sostanze ecotossiche:

Tabella 4.2.1-Proposta di classificazione dei corpi idrici (bersagli ambientali)

Classe	Tipologia corpo idrico
A	<p>Corpi idrici a specifica destinazione funzionale:</p> <ul style="list-style-type: none"> - acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile; - acque destinate alla balneazione; - acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci; - acque destinate alla vita dei molluschi.
B	<p>Corpi idrici superficiali che hanno rilevante interesse ambientale ovvero che soddisfano uno o più criteri individuati al paragrafo B.3.5.1 della sezione B dell' Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 (come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), compresi quelli a cui non si applicano i criteri di tipizzazione di cui alla classe C</p>
C	<p>Corpi idrici superficiali (Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), a cui si applicano i criteri di tipizzazione di seguito sintetizzati e adattati:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) tipi fluviali: <ul style="list-style-type: none"> tutti i fiumi con bacino idrografico maggiore o uguale a 10 Km² con l'esclusione dei fiumi temporanei a carattere "episodico" secondo la definizione di cui al par A.1.1 (sezione A, Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131); 2) tipi lacustri: <ul style="list-style-type: none"> - laghi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km² o superiore; - invasi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km² o superiore; 3) tutti i tipi marino-costieri (acque marino costiere entro un miglio dalla costa); 4) tutti i tipi acque di transizione con superficie maggiore o uguale a 0,5 Km²
D	<p>Corpi idrici superficiali che, per le loro caratteristiche qualitative e quantitative, possono avere un'influenza rilevante sui corpi idrici di cui alla categorie precedenti;</p>
E	<ul style="list-style-type: none"> - Acque a specifica destinazione funzionale di cui al CAPO II del DLgs 152/06 (acque destinate alla produzione di acqua potabile, acque di balneazione, acque dolci idonee alla vita dei pesci, acque destinate alla vita dei molluschi) <u>non conformi agli specifici obiettivi di qualità</u>; - Aree sensibili ai sensi dell'art. 91 del DLgs 152/06 e secondo i criteri di cui all'allegato 6 (Direttiva 91/271/CEE); - Corpi idrici ubicati in zone vulnerabili da nitrati di origine agricola e da prodotti fitosanitari ai sensi degli articoli 92 e 93 del DLgs 152/06 e individuate secondo i criteri di cui all'allegato 7 <u>per i quali, anche a seguito dell'attuazione dei programmi di controllo e d'azione predisposti dalle Regioni, si ritenga improbabile il raggiungimento dell'obiettivo ambientale entro il 2015</u>; - Corpi idrici ubicati in aree contaminate, identificate come siti di bonifica, ai sensi della parte quarta titolo V del DLgs 152/06; - Corpi idrici che, sulla base delle caratteristiche di qualità emerse da monitoraggi progressivi, presentano gli indici di qualità e i parametri correlati alla attività antropica che incide sul corpo idrico, <u>non conformi con l'obiettivo di qualità da raggiungere entro il 2015</u> e per i quali, in relazione allo sviluppo atteso delle pressioni antropiche e alle peculiarità e fragilità degli stessi corpi idrici e dei relativi ecosistemi acquatici, <u>risulta improbabile il raggiungimento degli stessi obiettivi entro il 2015</u>
F	<p>Corpi idrici non oggetto dei piani di tutela e non classificati</p>

Si tenga conto che alla categoria E appartengono quei corpi idrici il cui stato ambientale non è conforme ai requisiti di destinazione d'uso o presenta caratteristiche chimiche (pessime o scadenti) tali da ritenere impossibile il raggiungimento degli obiettivi di qualità previsti dalla normativa (2015).

In base alla suddivisione in categorie proposta in tabella 4.2.1 e in funzione di quanto indicato nella normativa di riferimento, la classificazione dello stato qualitativo dei corpi idrici dovrebbe essere effettuata sulla base di valori limite di cui alla tabella 1/A di Allegato 1 alla parte terza al D.Lgs 152/2006 per quanto attiene le categorie BCD (cfr. tabella C.I in allegato C al presente documento) e sulla base della conformità ai requisiti di specifica destinazione d'uso stabiliti nelle tabelle di cui all'Allegato 2 del D.lgs.152/2006 (cfr. tabella C.II in allegato C) per quanto attiene la categoria A, nonché sulla base della probabilità di non raggiungimento dei requisiti di qualità/conformità entro il 2008-2015 per quanto attiene la categoria E (desunta attraverso un'analisi dello stato e dell'evoluzione degli impatti antropici che insistono su tali corpi idrici).

4.3 Criteri per l'individuazione del metodo di analisi da applicare per la valutazione delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante

La determinazione di un danno ambientale avviene mediante l'accertamento e la documentazione dello scenario di riferimento (attraverso la determinazione del termine di sorgente, delle vie di esposizione e dei bersagli o recettori) e degli effetti/conseguenze alle diverse componenti ambientali (atmosfera e ambiente idrico, suolo e sottosuolo, vegetazione flora, fauna, ecosistemi, paesaggio e salubrità).

Il termine di sorgente viene descritto in termini di tipo, quantità, forma (fisica, chimica, biologica, ecc.) e modalità con cui l'evento pericoloso (antropico o naturale) si è verificato. Le vie di esposizione vengono descritte in termini di modalità con cui la sorgente impatta sui bersagli. I bersagli vengono descritti in termini di risorse ambientali sicuramente o potenzialmente esposte all'impatto del termine di sorgente. Le evidenze oggettive sono costituite da misure, foto, analisi, testimonianze, ecc. che possono dimostrare/attestare gli effetti sulle risorse ambientali, attraverso caratteristiche che evidenziano in modo quantitativo e oggettivo le alterazioni, i deterioramenti e le distruzioni alle diverse componenti ambientali rispetto alle condizioni preesistenti-naturali o di riferimento.

Nel caso in cui non sia possibile fornire una determinazione del danno della risorsa ambientale, come nel caso di rilasci di sostanze inquinanti in ambienti estesi e/o non confinati (mare, atmosfera, ecc.), il danno ambientale può essere descritto in termini di carico dell'inquinante immesso nell'ambiente a seguito dell'evento pericoloso (termine di sorgente) e di peggioramento massimo raggiunto/raggiungibile dagli indicatori dello stato attuale.

Infatti, nel caso del rilascio di inquinanti nei grandi corpi idrici (fiumi, laghi, mari), è evidente la difficoltà oggettiva ad individuare un danno permanente, dal momento che, una volta che l'inquinante si diffonde nella matrice ambientale "non confinata", il forte effetto dovuto ai fenomeni di dispersione e diffusione contribuisce in maniera sostanziale alla diluizione della contaminazione stessa.

In ogni caso l'immissione nell'ambiente acquatico di una certa quantità di inquinanti comporta una compromissione con conseguente alterazione e deterioramento dello suo stato originario e complessivo. Ciò si traduce in una diminuzione, seppure temporanea, della usabilità e/o le funzionalità-ecologiche del recettore, da indagare in base alla possibilità che il peggioramento massimo raggiunto/raggiungibile dagli indicatori dello stato attuale abbiano superato, seppure temporaneamente e/o localmente, i livelli massimi ammissibili.

Per questi motivi la valutazione degli impatti negativi sulle diverse matrici ambientali coinvolte vanno effettuati a fronte di un accertamento preventivo dello stato chimico ed ecologico del bersaglio coinvolto.

Per valutare (*ex-ante* o *ex-post*) con un modello gli impatti dell'evento incidentale (ipotizzato o accaduto), qualora i danni ipotizzati possano riguardare corpi idrici superficiali, occorrerà fare riferimento alle concentrazioni limite dei parametri chimico-fisici e biologici riportate negli allegati 1 e 2 alla parte terza del D.Lgs. 152/06 e s.m.i. (vedi allegato C).

Per ciascuna delle categorie di corpi idrici identificate dalla normativa e ordinate in base al criterio illustrato in tabella 4.3.1 sarà possibile applicare procedure di analisi diversificate (ARA-Advanced Risk Analysis o metodi semplificati) per la valutazione delle conseguenze ambientali, in funzione della categoria e della classe di qualità del corpo idrico e di quella dello stabilimento considerato (individuata nell'ambito dei criteri proposti in questo Rapporto dal c.d. indice di propensione al rilascio di cui al cap.4.6.1).

Nel caso in cui il corpo idrico appartenga contestualmente a più categorie, la procedura da attivare dovrà tenere conto, in via cautelativa, della classe di appartenenza di *ranking* più elevato.

L'immissione di sostanze inquinanti presuppone comunque un peggioramento delle caratteristiche qualitative del corpo idrico e, conseguentemente, un passaggio da un indice di qualità che accorpa le classi *sufficiente/buono/elevato* ad un indice di qualità che accorpa le classi *scadente/pessimo* per le categorie

BCD, ovvero da *conforme* a *non conforme* agli standard per specifica destinazione d'uso per quanto attiene la categoria A.

I criteri, in base ai quali stabilire il tipo di procedura di valutazione da applicare in funzione della combinazione classe di qualità/categoria di appartenenza del corpo idrico, terranno conto di una scala di priorità, i cui limiti di riferimento superiore e inferiore possono essere costituiti dagli scenari che comportano la possibilità di compromettere lo stato di qualità di un corpo idrico rispettivamente di classe *elevata* o *conforme* ai requisiti specifici di destinazione d'uso (es. acqua destinata ad uso idropotabile) e di un corpo idrico di classe *scadente*).

Lo stato qualitativo non deve essere definito dal gestore ma stabilito sulla base di criteri oggettivi quali la classificazione contenuta nei PRTA.

Nelle more della classificazione dei corpi idrici ai sensi del D.lgs. 152/2006 si suggerisce di prendere come riferimento la classificazione riportata nei PRTA elaborati in base ai criteri del D.Lgs. 152/99, tenuto conto delle forti analogie che sussistono tra le due norme per quanto attiene i criteri di identificazione dei corpi idrici oggetto di monitoraggio/classificazione.

Per determinare i casi in cui va richiesta al gestore l'applicazione di una procedura ARA è possibile rimodulare la tabella 4.3.1, ordinando le categorie e le procedure di analisi richieste sulla base di una scala di priorità che soddisfa i criteri descritti in precedenza.

Tabella 4.3.1 – Procedure di analisi proposte

Categoria	Tipologia corpo idrico	Procedura di analisi proposta
<i>A1</i>	Corpi idrici a specifica destinazione funzionale di cui al CAPO II del DLgs 152/06 <ul style="list-style-type: none"> - acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile; - acque destinate alla balneazione; - acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci; - acque destinate alla vita dei molluschi. 	Applicazione di un Advanced Risk Assessment (ARA) per qualsiasi indice di propensione al rilascio o classe di qualità individuata
<i>A2</i>	- Acque a specifica destinazione funzionale di cui al CAPO II del DLgs 152/06 (acque destinate alla produzione di acqua potabile, acque di balneazione, acque dolci idonee alla vita dei pesci, acque destinate alla vita dei molluschi) <u>non conformi agli specifici obiettivi di qualità</u> ; ma con probabilità di raggiungimento degli obiettivi entro il 2015	
<i>B1</i> (classe sufficiente, buona, elevata)	Corpi idrici superficiali che hanno rilevante interesse ambientale ovvero che soddisfano uno o più criteri individuati al paragrafo B.3.5.1 della sezione B dell' Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 (come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), compresi quelli a cui non si applicano i criteri di tipizzazione di cui alle classi C1/C2	Applicazione di metodologia semplificata o ARA in funzione dell'indice di propensione al rilascio e in base alla classe di qualità
<i>B2</i> (classe scadente, pessima) ma con probabilità di raggiungimento degli obiettivi entro 2015		Applicazione di metodologia semplificata in ogni caso
<i>C1</i> (classe sufficiente, buona, elevata)	Corpi idrici superficiali (Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 come modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131), a cui si applicano i criteri di tipizzazione di seguito sintetizzati e adattati: 1) tipi fluviali: - tutti i fiumi con bacino idrografico maggiore o uguale a 10 Km2 con l'esclusione dei fiumi temporanei a carattere "episodico" secondo la definizione di cui al par A.1.1 (sezione A, Allegato 3 Parte III del D.Lgs.152/06 modificato dal Decreto 16 giugno 2008, n. 131) - 2) tipi lacustri: - laghi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km2 o superiore; - invasi aventi superficie dello specchio liquido pari a 0,5 km2 o superiore 3) tutti i tipi marino-costieri (acque marino costiere entro un miglio dalla costa) 4) tutti i tipi acque di transizione con superficie maggiore o uguale a 0,5 Km2	Applicazione di metodologia semplificata o ARA in funzione dell'indice di propensione al rilascio e in base alla classe di qualità
<i>C2</i> (classe scadente, pessima) ma con probabilità di raggiungimento degli obiettivi entro 2015		Applicazione di metodologia semplificata in ogni caso
<i>F</i>	Corpi idrici non oggetto dei Piani di Tutela e/o non classificati	Applicazione di metodologia semplificata o ARA in funzione dell'indice di propensione al rilascio
<i>D</i>	Corpi idrici che, per le loro caratteristiche qualitative e quantitative, possono avere un'influenza rilevante sui corpi idrici superficiali di cui alla categoria precedente; (Allegato III alla parte terza del D.Lgs.152/06)	Applicazione di metodologia semplificata o analisi qualitativa in funzione dell'indice di propensione al rilascio e della classe di qualità
<i>E</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Aree sensibili ai sensi dell'art. 91 del DLgs 152/06 e secondo i criteri di cui all'allegato 6 (Direttiva 91/271/CEE); - Corpi idrici ubicati in zone vulnerabili da nitrati di origine agricola e da prodotti fitosanitari ai sensi degli articoli 92 e 93 del DLgs 152/06 e individuate secondo i criteri di cui all'allegato 7 per i quali, anche a seguito dell'attuazione dei programmi di controllo e d'azione predisposti dalle Regioni, <u>si ritenga improbabile il raggiungimento dell'obiettivo ambientale entro il 2015</u>; - Corpi idrici ubicati in aree contaminate, identificate come siti di bonifica, ai sensi della parte quarta titolo V del DLgs 152/06; - Corpi idrici che, sulla base delle caratteristiche di qualità emerse da monitoraggi pregressi, presentano gli indici di qualità e i parametri correlati alla attività antropica che incide sul corpo idrico, non conformi con l'obiettivo di qualità da raggiungere entro il 2015 e per i quali, in relazione allo sviluppo atteso delle pressioni antropiche e alle peculiarità e fragilità degli stessi corpi idrici e dei relativi ecosistemi acquatici, <u>risulta improbabile il raggiungimento degli stessi obiettivi entro il 2015</u> 	

Tenuto conto che in presenza di corpi idrici a specifica destinazione funzionale, anche se non conformi ai requisiti di qualità (categorie A1 e A2), sarà sempre necessario applicare (data la loro rilevanza in termini di fruibilità della risorsa) un'analisi del rischio con metodi sofisticati (ARA), i criteri proposti con cui stabilire il tipo di analisi da eseguire per i corpi idrici appartenenti alle restanti categorie in funzione della classe di qualità e dell'indice di propensione al rilascio sono illustrati nella matrice di seguito esposta:

Tabella 4.3.2 - Applicazione di Metodologia semplificata (M) o Advanced Risk Analysis (ARA) in funzione dell'indice di propensione al rilascio e della classe di qualità e della categoria

Indice di Propensione al rilascio	Classe di qualità				
	pessima	scadente	sufficiente	buona	elevata
molto basso	M (B2, C2) ED*	M (B2, C2, D) E*	M (B1, C1, F)	M (B1, C1, F)	ARA (B1) M (C1, F)
basso	M (B2, C2, D) E*	M (B2, C2, D) E*	M (B1, C1, F)	ARA (B1) M (C1, F)	ARA (B1, C1) M (F)
medio	M (B2, C2, D, E)	M (B2, C2, D, E)	ARA (B1) M (C1, F)	ARA (B1, C1) M (F)	ARA (B1, C1,) M (F)
alto	M (B2, C2, D, E)	M (B2, C2, D, E)	ARA (B1, C1,) M (F)	ARA (B1, C1,) M (F)	ARA (B1, C1,) M (F)

* per queste categorie può essere ritenuta sufficiente, a giudizio del valutatore, l'effettuazione da parte del gestore di un'analisi qualitativa finalizzata a dimostrare, sulla base delle caratteristiche delle sostanze pericolose presenti e delle misure preventive e mitigative di natura tecnica e gestionale in atto, che le conseguenze ambientali per il corpo idrico in caso di rilascio sono trascurabili.

Si osservi come per i corpi idrici che soddisfano i requisiti di qualità di cui ai limiti della tabella di All. 1 alla parte terza D.Lgs 152/06 (categorie B1, C1, F) sia sempre richiesta l'applicazione del modello semplificato o di un ARA per tutte le categorie, in funzione della combinazione classe di qualità/indice di propensione al rilascio

Per le restanti categorie l'applicazione del metodo semplificato è sempre richiesta per tutte le categorie (B2 e C2 E e D) fatta eccezione per le categorie E e D, per le quali può non essere necessaria nei casi di indice di propensione al rilascio basso o molto basso, laddove cioè è sufficiente il mantenimento delle misure di prevenzione e protezione (gestionali e impiantistiche) messe in atto dal gestore ed un'analisi qualitativa delle conseguenze di un eventuale rilascio.

4.4 Criteri per l'identificazione e la valutazione delle situazioni critiche

L'applicazione di un modello di propagazione (semplificato o avanzato) permetterà di identificare le situazioni critiche, ovvero gli scenari per i quali esiste la possibilità, in funzione del tempo di riferimento:

- di compromettere lo stato di qualità di un corpo idrico per distanze superiori o uguali ai 10 km, ovvero
- di esporre a rischio di contaminazione il più vicino elemento critico posto a valle dell'ipotetico punto di immissione di sostanze tossiche (es. area protetta, punto di captazione, confluenza con un' asta fluviale di ordine superiore o significativa, delta o estuario, ecc).

In ogni caso l'applicazione del modello semplificato o di un ARA dovrà tenere conto di un tempo di riferimento compatibile con le risultanze dall'esperienza storica, con le caratteristiche del recettore e con i dati desumibili dai Rapporti di Sicurezza (sistemi di rilevazione ed intervento, ecc.).

Per la determinazione delle situazioni critiche si propone di utilizzare un tempo di riferimento compreso tra 6 e 12 ore dall'inizio dell'evento. Al fine di permettere una migliore comprensione dell'evoluzione dello scenario è auspicabile rappresentare l'avanzamento del fronte inquinante per *step* temporali pari ad un'ora, ciò anche al fine di formulare le opportune valutazioni per quanto attiene il dimensionamento e il posizionamento delle misure di mitigazione delle conseguenze (presidi di contenimento fissi e mobili).

In riferimento ai criteri di allegato VI del D.Lgs.334/99 sarà necessario stabilire in funzione dei casi:

- se la distanza percorsa dall'inquinante nel tempo di riferimento sarà inferiore o maggiore a 10 Km;
- se la distanza percorsa dall'inquinante nel tempo di riferimento è minore o maggiore rispetto alla distanza ove risulta ubicata la più vicina area protetta, punto di captazione, confluenza con un' asta fluviale di ordine superiore o significativa, delta o estuario.

Per fronte inquinante si intende il punto ove la concentrazione degli inquinanti nelle acque non supera più i limiti di concentrazione ammissibili per quel corpo idrico.

In base a quanto detto sopra, i limiti di riferimento applicabili nel caso di appartenenza alla categoria A1 (art.79 del D.Lgs. 152/06) saranno quelli di cui agli obiettivi di qualità per specifica destinazione funzionale stabiliti nell'allegato 2 alla parte terza dello stesso decreto, fatta eccezione per le acque di balneazione che dovranno soddisfare i requisiti di cui al decreto del Presidente della Repubblica 8 giugno 1982, n. 470.

Per le categorie B1 e C1, con riferimento in particolare ai corpi idrici significativi, gli standard di qualità sono quelli riportati alla Tabella 1/A dell'Allegato 1 alla parte terza del decreto 152/06, la cui disciplina sostituisce ad ogni effetto quella di cui al decreto ministeriale 6 novembre 2003, n. 367. Rientrano in questo gruppo anche i corpi idrici in categoria F per i quali non essendo disponibili informazioni sul loro stato qualitativo (in quanto non oggetto di classificazione nell'ambito dei PRTA) si applicheranno, in via cautelativa, i criteri di cui alle categorie B1 e C1.

Per quanto attiene i corpi idrici appartenenti alle categorie A2, B2, C2, D ed E i limiti di riferimento non saranno applicabili in quanto per essi si attendono valori di concentrazione superiori a quelli tabellari. A tal fine si farà riferimento agli elementi chimici la cui presenza determina la condizione di qualità scadente, pessima o non conforme del corpo idrico (solitamente affiancati alla classe di qualità del corpo idrico nei PRTA). Se tali elementi non risultano presenti (o ricollegabili) alle sostanze/preparati presi in considerazione nell'analisi degli eventi incidentali, si potrà fare sempre riferimento ai limiti di cui sopra. Nel caso in cui invece tali elementi siano presenti, per stabilire un valore soglia si potranno prendere in considerazione 3 opzioni:

- valore soglia ottenuto prendendo come riferimento le concentrazioni nelle acque per quel dato elemento emerse dai monitoraggi;
- valore soglia ottenuto moltiplicando i valori tabellari di cui sopra per un fattore di sicurezza;
- valore soglia ottenuto prendendo come riferimento le concentrazioni soglia contaminazione (CSC) di cui all'Allegato 5 al Dlg 152/06.

Per i corpi idrici per i quali è sempre richiesta l'analisi con metodi approfonditi (ARA), nel caso i risultati evidenzino criticità, dovranno essere individuate prescrizioni per il gestore di misure tecniche e/o gestionali di prevenzione e protezione del corpo idrico aggiuntive rispetto a quelle in atto, per la cui valutazione di efficacia è suggerito di ripetere l'ARA.

Per i corpi idrici per i quali è richiesta l'applicazione del solo modello semplificato, il riscontro di una situazione critica presuppone l'attivazione di un'analisi di livello superiore (ARA) che porterà, in caso di esito negativo, come nei casi di cui sopra, a prescrivere al gestore misure tecniche e/o gestionali di prevenzione e protezione del corpo idrico aggiuntive rispetto a quelle in atto, di cui sarà opportuno, come nel caso precedente, valutare l'efficacia attraverso una nuova applicazione, almeno, di un metodo semplificato.

Per i casi per i quali non è richiesta l'applicazione di un metodo quantitativo in base all'indice di propensione al rilascio (categorie E e D nei casi evidenziati in tabella 4.3.2) sarà sufficiente, nel caso in cui l'analisi qualitativa confermi la trascurabilità delle conseguenze ambientali in caso di rilascio, il mantenimento delle misure di prevenzione e protezione (tecniche e gestionali) già messe in atto dal gestore; in caso contrario il gestore dovrà applicare almeno un metodo semplificato per la valutazione quantitativa delle conseguenze.

Le indicazioni fornite nella matrice di tabella 4.3.2 non impediscono comunque al gestore di applicare direttamente un metodo di analisi avanzato anche nei casi non espressamente richiesti.

E' opportuno sottolineare infine la necessità di porre particolare attenzione agli scenari la cui possibile evoluzione, in esito alle risultanze dall'applicazione del modello di propagazione, risulta essere ai limiti della criticità (*boundary condition*).

In questi casi sarà cura del gestore e del valutatore, in un'ottica cautelativa, porre l'attenzione su quei fattori/parametri la cui variazione anche minima può incidere in modo rilevante sulla determinazione del passaggio da una situazione non critica a critica e viceversa (analisi di sensitività).

4.5 Ricognizione di modelli per la valutazione delle conseguenze ambientali di rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali desunti dalle esperienze maturate nel Sistema agenziale e in ambito europeo.

Allo scopo di fornire alcuni orientamenti ai valutatori delle analisi di sicurezza per incidenti rilevanti con conseguenze ambientali, riportati dai gestori nei Rapporti di Sicurezza o comunque applicate nell'ambito dei propri sistemi di gestione della sicurezza per la prevenzione degli incidenti rilevanti, e di acquisire elementi tecnici di riferimento per lo sviluppo di una metodologia *ad-hoc* da proporre all'attenzione del sistema agenziale, è stata effettuata una ricognizione di alcuni modelli esistenti, reperiti nella letteratura tecnica, sulla base di esperienze maturate in ambito europeo e nel sistema dei controlli nazionali, per la valutazione delle conseguenze per rilasci di sostanze ecotossiche in acque superficiali.

Di seguito si riportano alcuni elementi descrittivi generali di modelli semplificati, rimandando per una descrizione più approfondita all'Allegato D e, ovviamente, alle fonti bibliografiche in essi riportate.

In Allegato E vengono invece riportati i risultati di uno studio rigoroso e sistematico delle conseguenze acute di eventi incidentali che riguardano sversamenti massivi in acqua superficiale di sostanze pericolose, effettuato da ARPA Veneto con l'ISMAR-CNR (Istituto di Scienze Marine del Consiglio Nazionale delle Ricerche); lo studio, finalizzato alla realizzazione di uno studio sulla dispersione delle sostanze tossiche e il loro impatto sull'ambiente marino della Laguna di Venezia e su parte del Mare Adriatico fuori dalle bocche di Porto, è stato sviluppato sia per sostanze pericolose per l'ambiente sia per sostanze non classificate come pericolose per l'ambiente, ma per le quali l'esperienza storica ha dimostrato che possono, se rilasciate in quantità ingenti, causare conseguenze ambientali non trascurabili. In un'area unica quale la Laguna di Venezia, che costituisce un sistema complesso sia in termini idrodinamici, sia in termini del delicato equilibrio instaurato a livello di ecosistema con l'area industriale di Porto Marghera e le infrastrutture logistiche del Porto di Venezia.

4.5.1 *Environment Accident Index (EAI) – Svezia (1998)*

Si tratta di un metodo predisposto per le Autorità svedesi per le emergenze e la protezione ambientale (vedi *Journal of Hazardous Material* 61/1998) ed è uno strumento utilizzato per effettuare una prima valutazione, di carattere generale, della potenziale vulnerabilità ambientale "intrinseca" associata alla localizzazione nel territorio di attività di stoccaggio e trasporto prodotti chimici.

La valutazione dell'indice EAI è finalizzata alla identificazione dei successivi livelli di approfondimento richiesti, tramite più specifiche analisi di rischio, necessarie per determinare sia la concreta probabilità di accadimento dell'incidente ipotizzabile sia il conseguente potenziale danno e quindi le relative azioni di intervento mitigatrici.

L'EAI consiste infatti in un modello/formula, di rapida applicazione, che tenendo conto soltanto delle quantità totali presenti nelle singole apparecchiature dello stabilimento (che si assume vengano totalmente rilasciate), delle caratteristiche chimiche/fisiche e tossicologiche della sostanza, delle caratteristiche del suolo e della distanza dei recettori acquatici sensibili (pozzi, laghi, corsi d'acqua, mare, ecc.) calcola un indice numerico, rappresentativo del potenziale Rischio "Intrinseco" per gli organismi acquatici dovuto alla presenza in una certa area di attività in cui sono manipolate o stoccate sostanze pericolose per l'ambiente.

In funzione del valore assunto dall'indice vengono suggeriti 3 possibili successivi livelli di approfondimento dell'analisi di rischio da effettuare (Analisi qualitativa delle sole caratteristiche ecotossiche della sostanza; Introductory Risk Assessment (IRA); Advanced Risk Assessment (ARA)).

L'EAI è dunque uno strumento speditivo di *screening* che parte dalla assunzione che l'evento accidentale sia già avvenuto (cioè probabilità 100 % che la totale quantità presente nell'apparecchiatura sia accidentalmente rilasciata) ed individua esclusivamente una stima probabilistica di effetti dannosi causati dalla contaminazione sui recettori finali.

Non tiene dunque conto della propensione al rilascio, connessa alle caratteristiche di costruzione, di manutenzione e gestione dell'impianto/stoccaggio, che sono quelle che realmente determinano sia la probabilità che l'incidente avvenga, sia l'entità della quantità rilasciata, sia le azioni/tempi di contenimento ed intervento per evitare che la sostanza rilasciata, migrando e disperdendosi nell'ambiente, raggiunga i "bersagli" ambientali sensibili da proteggere.

Da questo punto di vista quindi è meno sito-specifico del criterio proposto in 4.3 (che prevede una stima della propensione al rilascio), anche se indubbiamente più semplice da calcolare.

L'EAI viene calcolato infatti con la seguente formula:

$$EAI = Tox \times Am \times (Con + Sol + Sur)$$

Dove:

Tox : rappresenta l'effetto tossicità acuta della sostanza (LC50 o EC 50 per pesce, Daphnia o alga)

Am : è la quantità totale della sostanza in tonnellate

Con : è il parametro che tiene conto della viscosità della prodotto

Sol : è il parametro che tiene conto della solubilità del prodotto in acqua

Sur : è il parametro che tiene conto delle varie caratteristiche dell'ambiente circostante la zona ove la sostanza è stoccata/manipolata.

In particolare:

1. Distanza, in metri dal più vicino pozzo, lago, corso d'acqua
2. Soggiacenza, in metri della falda acquifera rispetto alla superficie del suolo
3. Direzione dell'acqua di falda : se verso il ricettore pozzo, lago o corso d'acqua
4. Tipo di litologia del suolo e spessore dello strato.

In Allegato D sono riportate tutte le tabelle necessarie ad assegnare ad ogni parametro i relativi valori.

Tali valori inseriti nella formula EAI determinano il valore finale dell'Indice, in relazione al quale sono suggeriti i seguenti livelli di approfondimento dell'analisi:

EAI = 0 – 100: Effettuare *Hazard analysis* delle caratteristiche intrinseche della sostanza (NdR: ovvero analisi qualitativa delle misure di prevenzione e protezione in atto nello stabilimento).

EAI = 100-500: Effettuare un *Introductory Risk Assessment* (NdR: ad es. applicazione di un metodo semplificato per la stima della propensione al rilascio ed alla propagazione della sostanza).

EAI > 500: Effettuare un *Advanced Risk Assessment* (NdR: stima rigorosa di probabilità e conseguenze dei rilasci).

Nell'Allegato D sono riportati anche esempi di applicazione del modello.

La validazione del modello EAI (effettuata con riferimento ad incidenti realmente accaduti ed integrata con considerazioni tecniche e soggettive) sebbene, come riportato nel documento descrittivo, evidenzia numerose lacune, connesse alla assenza nella formula di calcolo di parametri connessi agli effetti combinati dovuti alla densità, volatilità, reattività, biodegradabilità, persistenza ecc. della sostanza, dimostra tuttavia una ragionevole utilità ai fini di una valutazione preliminare del rischio.

Pertanto tali lacune sono state parzialmente colmate nell'edizione successiva del metodo (2004), che sulla base dell'introduzione di ulteriori parametri nella formula di calcolo dell'indice (rappresentativi della densità, della solubilità e della volatilità della sostanza), ha consentito di migliorarne l'aderenza alla realtà, come dimostrato dagli autori in una estesa campagna di validazione (vedi allegato D).

$$EAI_{new} = 18,9 + (7,1P_v^{-0,25} + 8,7 D^{-2} - 3,2 \log S_w) + 0,07(m/Tox)^{0,25} - (6,8DNW^{0,25} - 7,4DGS^{0,25} + 27,9SGS)$$

Dove:

Pv: tensione di vapore della sostanza (kPa)

D: densità della sostanza (kg/m³)

Sw: solubilità della sostanza (%)

m: quantità della sostanza (ton)

Tox: tossicità acuta della sostanza (LC50 o EC 50 per pesce, Daphnia o alga) (mg/l)

DNW: distanza, in metri dal più vicino pozzo, lago, corso d'acqua

DGS: soggiacenza in metri della falda acquifera rispetto alla superficie del suolo

SGS: gradiente dell'acqua di falda

Il metodo EAI, per la sua semplicità e rapidità di calcolo può dunque essere utilizzato senza grande impegno di tempo e di dati di *input*, purché se ne comprenda a pieno la natura preliminare e non esaustiva per la

valutazione generale del rischio, che deve essere poi concretamente determinato con successivi più specifici *assessments*.

In realtà l'analisi del contenuto della formula EAI, e la sua semplice e rapida applicazione, fornisce utili indicazioni propedeutiche, in particolare sui fattori ambientali e litologici critici da considerare (fattori SUR o DNW, DGS e SGS) per effettuare in maniera più consapevole e mirata la successiva valutazione di rischio che tenga conto, più correttamente, delle caratteristiche di costruzione, manutenzione e gestione dello stabilimento.

4.5.2 Metodo PROTEUS – Paesi Bassi (2000)

Si tratta di un metodo semplificato che consente di stimare il rischio (in termini di frequenza e conseguenza degli eventi) per le acque superficiali e gli impianti di depurazione delle acque, sviluppato dalle Autorità olandesi (Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, National Institute of Public Health and the Environment) dalla “fusione” di due modelli preesistenti: VERIS e RISAM.

VERIS, sviluppato come strumento di supporto al gestore per fornire le informazioni relative agli incidenti rilevanti con conseguenze ambientali nei Rapporti di Sicurezza, tiene conto degli aspetti relativi al SGS e fornisce in uscita un indice di rischio per l'ambiente acquatico, sotto forma di una curva “qualitativa” frequenza-conseguenza.

RISAM, sviluppato come strumento di supporto per le procedure di autorizzazione degli scarichi, è basato sulle caratteristiche tecniche delle attività industriali, la gestione dei rilasci e le condizioni locali del punto di rilascio; fornisce in uscita una curva cumulativa “quantitativa” delle probabilità e delle quantità delle acque superficiali contaminate.

In sostanza PROTEUS, combinando VERIS e RISAM:

- stima la frequenza di rilascio usando frequenze standard di *default*, modificate attraverso fattori che tengono conto delle caratteristiche tecniche dello stabilimento e di aspetti gestionali (ad es. procedure di manutenzione ed operative), incorporate così nell'analisi;
- stima le conseguenze del rilascio, assumendo che si disperda come pozza semicircolare, attraverso il calcolo con equazioni gaussiane delle concentrazioni di inquinanti solubili, non tenendo conto di fenomeni di degradazione biologica o chimica, dell'evaporazione e dell'adsorbimento; il volume di acque superficiali potenzialmente contaminate è calcolato con riferimento sia agli effetti tossici, sia alla mancanza di ossigeno, sia alla formazione di uno strato di inquinante sulla superficie del corpo idrico, e si assume quello massimo come rappresentativo delle conseguenze ambientali.

Il rischio per lo stabilimento è così rappresentato dalla combinazione del volume delle acque contaminate e della frequenza di rilascio nel corpo idrico in una curva cumulativa frequenza-conseguenze (simile alle curve F-N usate negli studi integrati di rischio): l'asse x rappresenta la misura delle conseguenze ambientali e l'asse y la frequenza cumulativa di accadimento di quelle determinate conseguenze ambientali.

Quattro possibili misure delle conseguenze ambientali possono essere selezionate:

- il volume dell'area del corpo idrico superficiale interessata da effetti;
- la quantità di sostanza rilasciata;
- un indice di danno ambientale espresso come numero di “unità di tossicità”, ottenuto dividendo la quantità per la corrispondente tossicità acuta;
- la quantità di acqua antincendio.

Le Autorità olandesi consentono ai gestori l'utilizzo dell'output del metodo PROTEUS nei Rapporti di Sicurezza, cui segue la valutazione da parte dell'Autorità preposta.

Il modello, in questa veste, è stato utilizzato sia da stabilimenti industriali complessi sia da aziende più piccole utilizzanti sostanze pericolose, come magazzini di fitofarmaci e industrie galvaniche.

Il modello inoltre è particolarmente adatto per verificare l'efficienza delle misure di prevenzione e riduzione del rischio; attraverso una specifica funzione è infatti possibile ordinare le diverse unità dello stabilimento in funzione delle frequenze o conseguenze ambientali associate ed individuare l'efficacia delle possibili misure preventive e mitigative.

In Allegato D sono riportati ulteriori dettagli sulle metodo PROTEUS, del quale esiste dal 1998 anche una versione informatica predisposta da una società di consulenza (AVIV, RIZA, RIVM, VROM. PROTEUS V1.00. Enschede: AVIV, 1998), aggiornata successivamente (PROTEUS II).

In relazione agli elementi presi in considerazione (propensione al rilascio, connessa alle caratteristiche di costruzione, di manutenzione e gestione dell'impianto/stoccaggio, che sono quelle che realmente determinano sia la probabilità che l'incidente avvenga, sia l'entità della quantità rilasciata, sia le azioni/tempi di contenimento ed intervento per evitare che la sostanza rilasciata, migrando e disperdendosi nell'ambiente, raggiunga i "bersagli" ambientali sensibili da proteggere; propensione alla propagazione nell'ambiente, sia pure con modalità semplificate) il metodo PROTEUS può essere considerato un metodo semplificato utilizzabile ad esito dell'applicazione del criterio proposto in 4.3.

Va tuttavia segnalato come non sia stato possibile reperire nei riferimenti bibliografici ulteriori elementi per la sua applicazione oltre a quelli meramente descrittivi o in sola lingua olandese, specificati in Allegato D. Peraltro la sua applicazione ha evidenziato, secondo quanto riportato dalle Autorità locali di controllo, alcune criticità (estrema sensibilità dei risultati dalla qualità dei dati in input, discutibile attendibilità in alcuni casi dei risultati ottenuti).

4.5.3 Environmental Consequence Global Index (ECGI) – Spagna (2004)

La Direzione della Protezione Civile in Spagna ha elaborato nel 2004 una Guida tecnica per l'analisi del rischio ambientale per gli stabilimenti soggetti alla direttiva comunitaria Seveso.

La Guida si presenta come strumento raccomandato all'industria ed alle Comunità autonome per l'analisi del rischio ambientale nonché come integrazione della metodologia generale dell'analisi di rischio.

Di seguito si riportano alcuni elementi descrittivi generali della metodologia, rimandando per una descrizione più approfondita all'Allegato D e, ovviamente, alle fonti bibliografiche in essi riportate.

La metodologia è basata sul concetto di base del rischio come probabilità che uno specifico effetto abbia luogo in un certo periodo di tempo o in determinate circostanze e prevede due fasi:

- la prima di identificazione e successiva valutazione della probabilità di accadimento di un determinato scenario;
- la seconda la valutazione del danno ambientale che lo scenario individuato può causare in funzione di fattori indicati come fattori determinanti.

La metodologia prevede la valutazione di un indice globale per le conseguenze ambientali (in inglese ECGI) per ognuno degli scenari incidentali derivati da un evento iniziatore.

La fig. 4.5.1 illustra il quadro generale per l'analisi dei rischi in uso in Spagna.

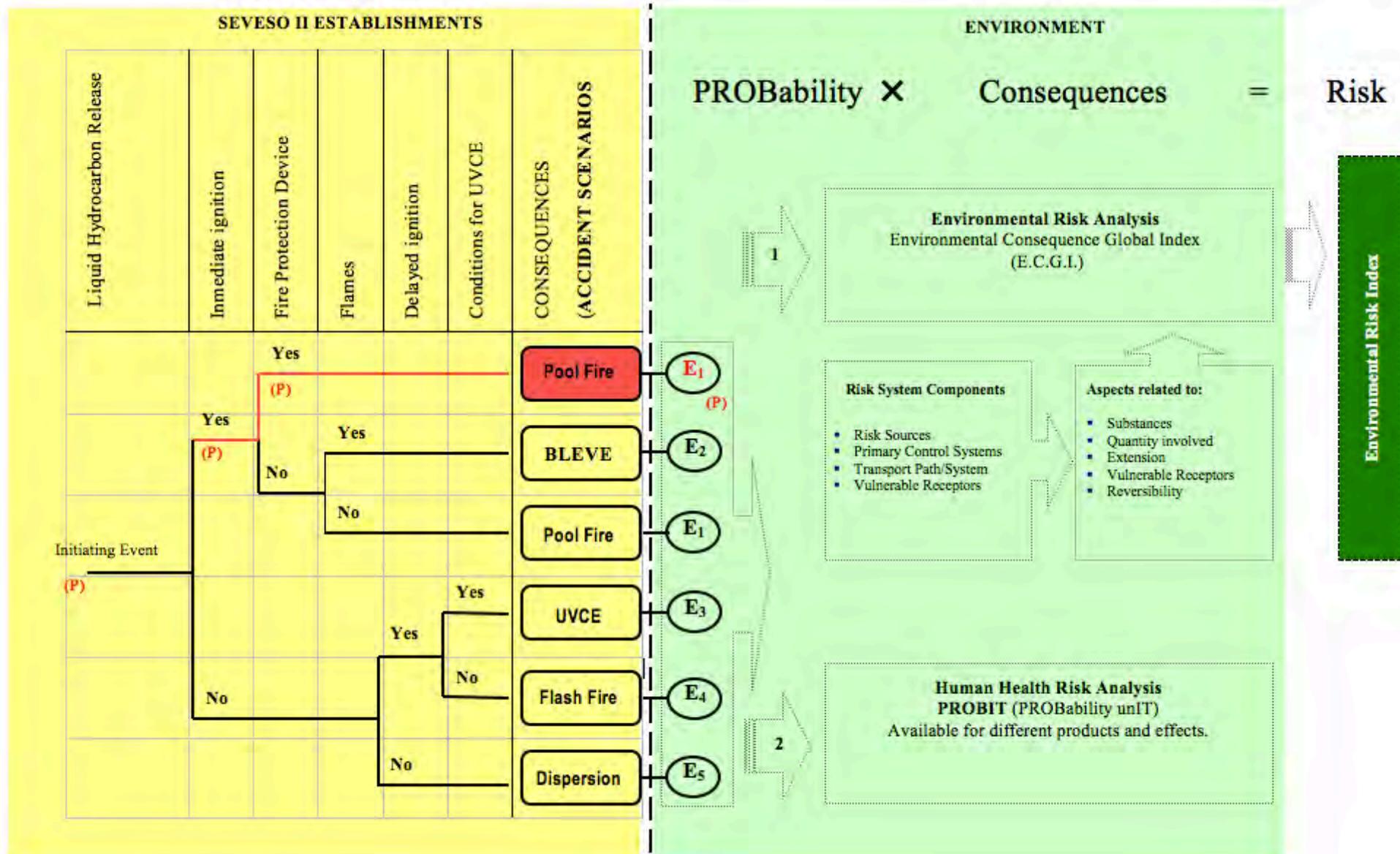


Figura 4.5.1 - Quadro generale per l'analisi del rischio di incidente rilevante in Spagna

La parte in giallo (a sinistra) della fig. 4.5.1 rappresenta la valutazione dei rischi normalmente svolta dai gestori degli stabilimenti a rischio di incidente rilevante come previsto dalla Direttiva Seveso.

La parte in verde (a destra) rappresenta la valutazione indicata nella guida tecnica elaborata dalla Direzione Generale della Protezione Civile spagnola, che costituisce l'Autorità nazionale competente per l'attuazione della Direttiva Seveso.

Il punto di partenza per l'applicazione della metodologia per il rischio ambientale è costituito dai risultati dell'analisi di rischio previsti dalla normativa nazionale per la prevenzione degli incidenti rilevanti (Decreto Reale n.1254/99).

A causa dell'assenza di strumenti che permettono una correlazione diretta tra intensità dell'agente causa del danno (normalmente una concentrazione o un fattore di esposizione) ed il danno ambientale stesso, la guida propone una soluzione indiretta del problema: viene stimato l'ECGI per ognuno degli scenari individuati e, in funzione delle probabilità/frequenze degli scenari, determinato un Indice di Rischio Ambientale.

L'indice ECGI per il singolo scenario incidentale viene determinato considerando i quattro fattori indicati in fig. 4.5.2 ed associati a:

- sorgente di rischio;
- sistemi di controllo primario;
- sistema di propagazione;
- recettori vulnerabili.

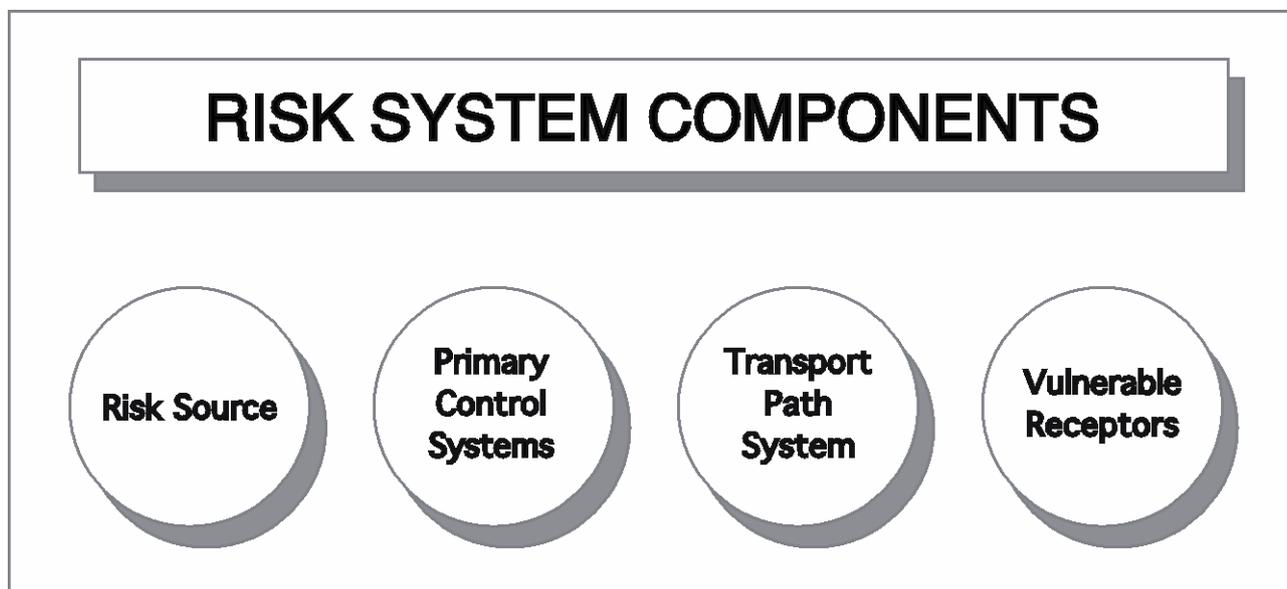


Figura 4.5.2 - Componenti per la valutazione del rischio

Per quanto riguarda il fattore Sorgente di Rischio, per la determinazione dell'ECGI vengono prese in considerazione la quantità della sostanza pericolosa coinvolta (che può richiedere una stima della portata e della durata del rilascio) e le caratteristiche intrinseche di rischio per l'ambiente della sostanza pericolosa (tossicità acuta, volatilità, bioconcentrazione, ecc.) secondo lo schema riportato in fig. 4.5.3.

In sostanza per ogni caratteristica della sostanza si assegna un punteggio; i vari punteggi vengono quindi sommati e normalizzati (nell'intervallo 1-12), ottenendo il punteggio rappresentativo del fattore Sorgente di Rischio.

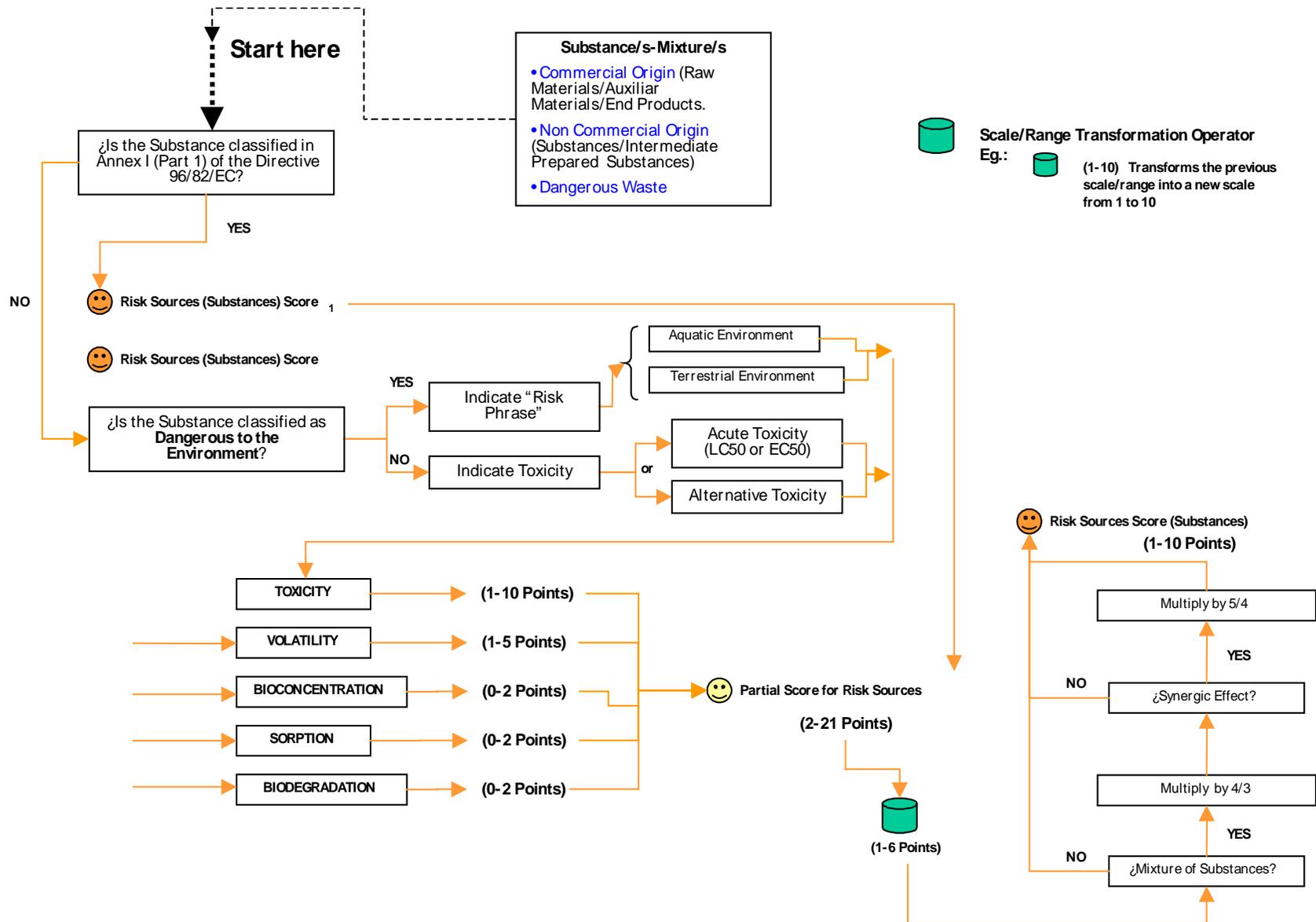


Figura 4.5.3 - Quadro globale per il fattore Sorgente di Rischio

In relazione al fattore Sistema Primario di Controllo per la determinazione dell'ECGI (fig. 4.5.4) si considerano i sistemi tecnici ed i sistemi di controllo in relazione alla loro capacità di limitazione delle quantità di sostanza pericolosa rilasciata e degli effetti sull'ambiente, ottenendo un fattore numerico di correzione del punteggio assegnato alla Sorgente di Rischio.

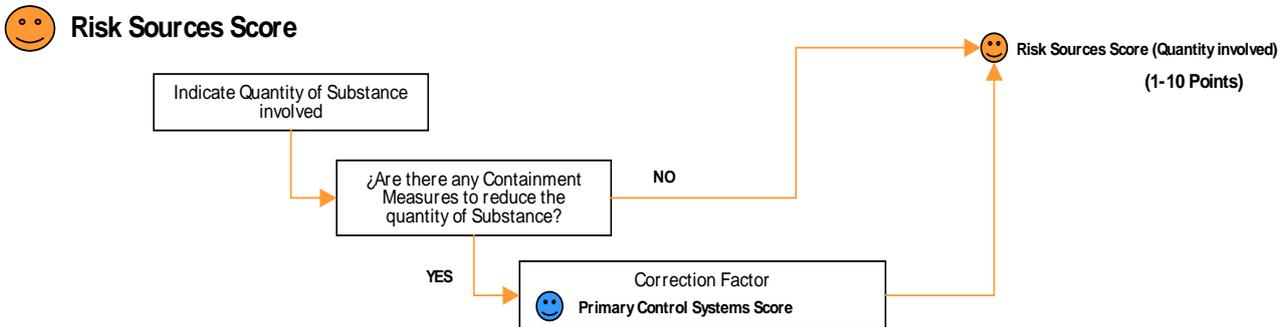


Fig. 4.5.4 - Quadro globale per il fattore Sistema Primario di Controllo

Altro fattore preso in considerazione ai fini della valutazione dell'ECGI è il Sistema di Propagazione, che è connesso alla possibile esclusione o alla maggiore o minore facilità di raggiungimento dei bersagli ambientali sensibili da parte della sostanza pericolosa rilasciata (fig. 4.5.5).

Il metodo prevede l'applicazione di modelli software di dispersione per ognuna delle componenti ambientali coinvolte, da cui si ottiene l'estensione dei danni attesa in quella componente, che viene quindi tradotta in termini di punteggio normalizzato (intervallo 1-8), che costituisce il fattore del Sistema di Propagazione.

Transport Path/System

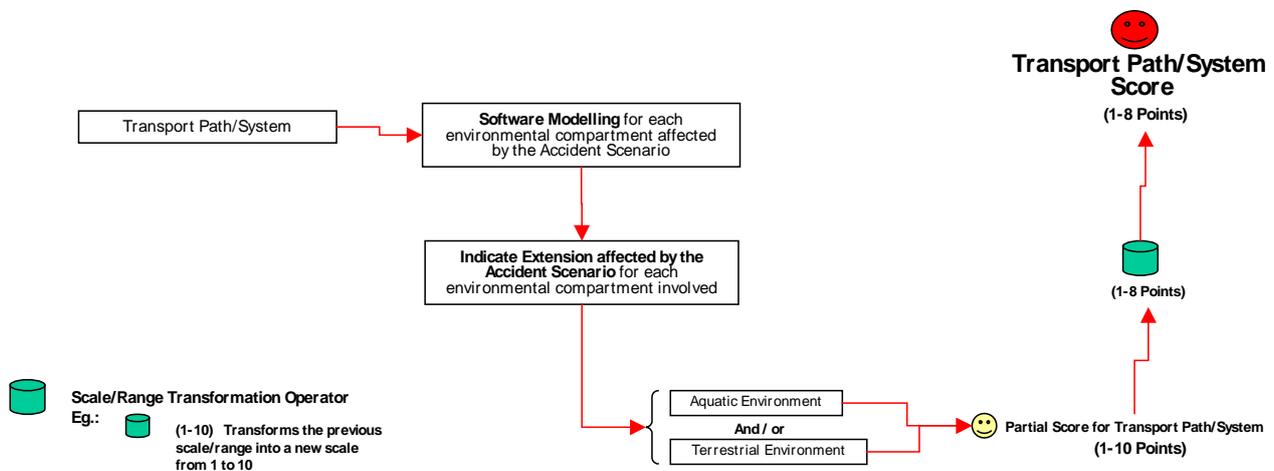


Fig. 4.5.5 - Quadro globale per il fattore Sistema di Propagazione

Ultimo dei fattori considerati è costituito dai Recettori Vulnerabili. Per tale fattore è considerato (fig. 4.5.6), in caso di incidente il danno ipotizzabile all'ambiente naturale, anche in termini impatto socioeconomico. In questo modo il metodo prende in considerazione, nella determinazione dell'ECGI, la vulnerabilità e la qualità ambientale.

A tale scopo la metodologia riprende un precedente metodo di valutazione utilizzato nell'ambito dell'Inventario Nazionale degli habitat spagnolo (Naturalidad Index) ed include altri fattori determinanti quali le categorie di protezione per aree naturali o specie protette e per il patrimonio storico culturale spagnolo. Ulteriori aspetti determinanti considerati sono la reversibilità del danno e l'impatto socioeconomico associabile all'alterazione della risorsa naturale.

Per ognuno di questi aspetti vengono attribuiti dei punteggi (pesati), la cui somma normalizzata (intervallo 1-20) costituisce il fattore Recettori Vulnerabili.



Vulnerable Receptor Score

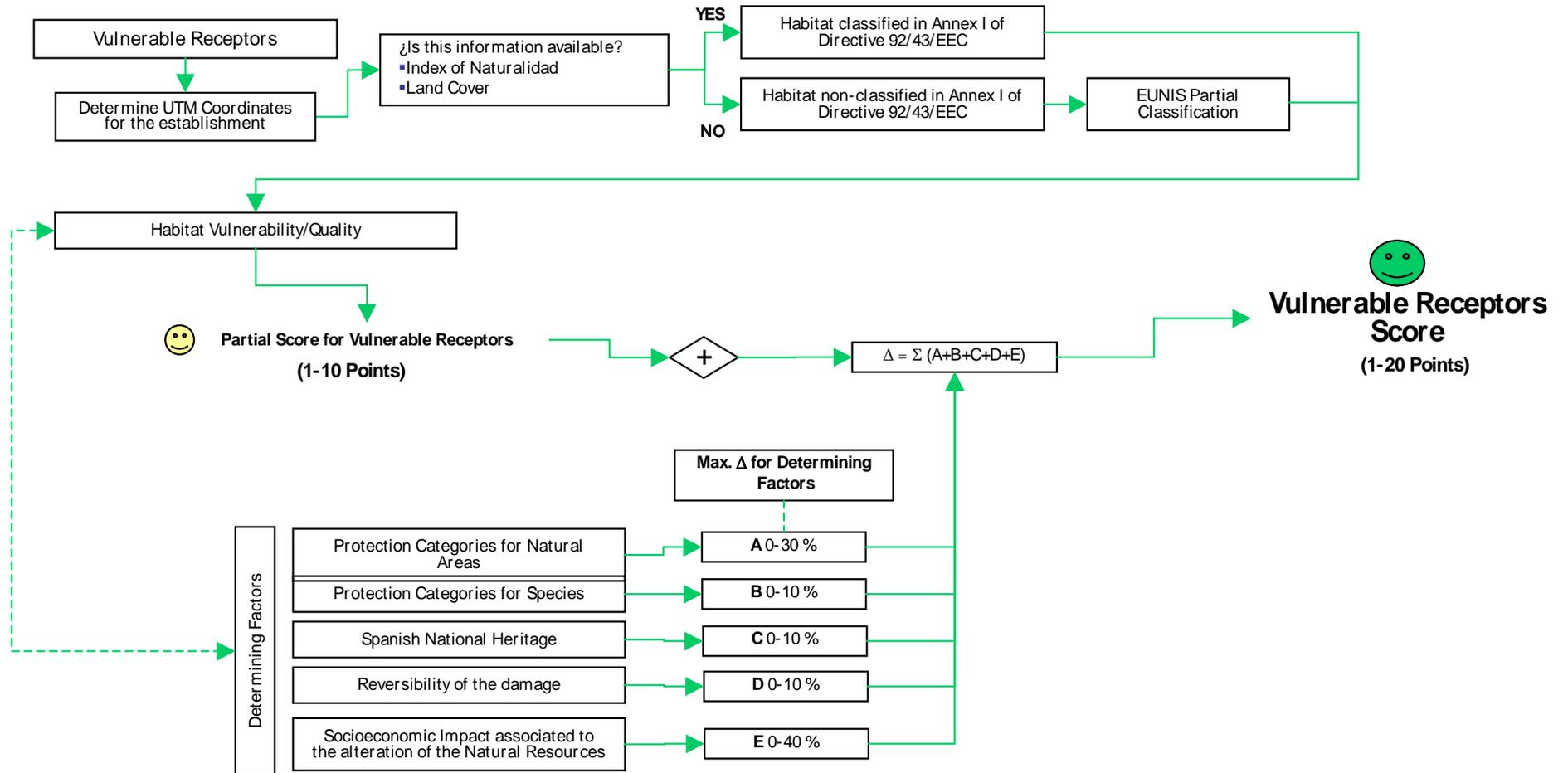


Fig. 4.5.6 - Quadro globale per il fattore Recettori Vulnerabili

Dall'analisi di rischio ambientale effettuata secondo la metodologia e la considerazione dei fattori sopra indicati si ottengono pertanto:

- un set di scenari incidentali con associate frequenze/probabilità di accadimento (fase I);
- i valori dell'ECGI associati ad ogni scenario (fase II)

Nell'ultima fase si procede alla valutazione dell'indice di rischio Ambientale - ERI (fig. 4.5.7) che consente agli operatori di individuare il diverso livello di rischio ambientale associato agli stabilimenti a rischio di incidente rilevante analizzati.

In sostanza si attribuisce un punteggio convenzionale al valore della frequenza incidentale dello scenario (intervallo 1-5) e lo si moltiplica per il valore trovato per l'ECGI (che ha valori normalizzati compresi nell'intervallo 1-20), ottenendo l'indice ERI (intervallo 1-100).

In funzione dei valori ottenuti e del peso dei diversi fattori che hanno concorso alla determinazione degli ECGI è possibile individuare possibili percorsi di miglioramento (riduzione dell'impatto sulla componente ambientale).

A tale proposito va evidenziato come la Guida proponga, anche un criterio di tollerabilità del rischio ambientale, basato sulla considerazione congiunta della frequenza dello scenario e delle sue conseguenze ambientali, rappresentate dall'ECGI.

In particolare viene proposto un grafico, adattamento di criteri riportati in documenti elaborati dalle Autorità ambientali UK, in cui sono individuate 3 aree, rispettivamente corrispondenti a:

- area di rischio elevato - in questa area devono essere adottate misure per la riduzione del rischio, indipendentemente dal costo ad esse associato;
- area ALARP (As low as reasonably practicable) - il rischio ambientale in questa area pur essendo tollerabile deve essere ridotto ai livelli più bassi che sono fattibili, senza incorrere in costi sproporzionati al beneficio così ottenuto; in sostanza il rischio sarà tollerabile solo se riduzioni maggiori del suo livello fossero impraticabili o conseguibili solo con costo, sforzo o tempo eccessivi;
- area di rischio moderato - il livello di rischio di questa area è insignificante e è probabile che si incorra in costi eccessivi se si adottano misure per conseguire una riduzione maggiore.

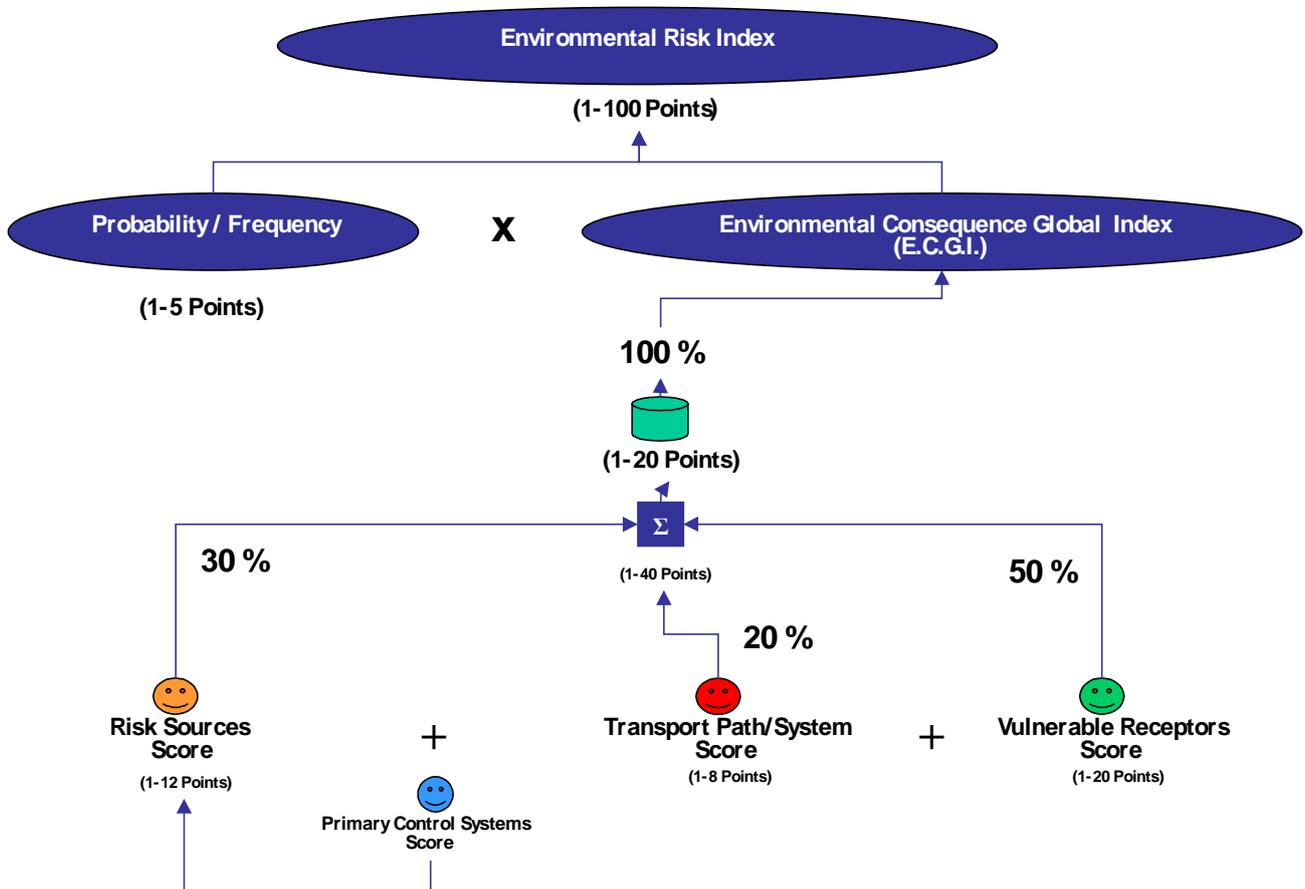


Fig. 4.5.7 - Quadro globale per la valutazione dell'Indice di Rischio Ambientale (ERI)

In Allegato D sono riportati ulteriori dettagli sulla metodologia, della quale esiste anche una versione informatica su CD (CIRMA) predisposta da una società di consulenza (Calidad y medio ambiente – Novotec), ed un esempio applicativo.

Ai fini di un eventuale utilizzo come metodo semplificato utilizzabile ad esito ad esito dell'applicazione del criterio proposto in 4.3, il metodo proposto dall'Autorità spagnola presenta il vantaggio di essere direttamente collegato agli scenari individuati dal gestore nel RdS e, in particolare, prevede l'utilizzo delle frequenze incidentali calcolate dal gestore, non richiedendo pertanto ulteriori elaborazioni per stimare la propensione al rilascio; dall'altro lato va però evidenziato come una sua integrale applicazione richiede l'impiego di modelli di dispersione (suggeriti in bibliografia ma dei quali non è chiara la piena disponibilità all'interno del software CIRMA allegato alla Guida) per poter stimare l'estensione, sia pure approssimata, dell'area/distanza del corpo idrico superficiale interessato dagli effetti del rilascio; apprezzabile appare inoltre il dettaglio con cui vengono considerati e, classificati, i bersagli vulnerabili presenti nell'area circostante il punto di rilascio.

4.5.4 Metodo ad indici DAPHNIA – Italia (1999)

Si tratta di una metodologia, messa a punto da una società di consulenza (Società TRR s.r.l), mediante la quale i rischi derivanti dall'uso delle sostanze pericolose in uno stabilimento industriale soggetto alla normativa Seveso, possono essere stimati con un metodo ad indici, il cui scopo è quello di individuare, fra le unità dello stabilimento, quelle più pericolose per il tipo, la quantità di sostanze impiegate o le modalità della loro manipolazione.

Il metodo è stato realizzato (nel 1999) prendendo come riferimenti di base altri metodi indicizzati adottati nella normativa nazionale vigente (DPCM 31 marzo 1989, DM 15 maggio 1996 e soprattutto il DM 20 ottobre 1998, che riporta criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici).

Il metodo si propone di valutare i rischi per il suolo, l'acqua e la falda attraverso la valutazione dell'indice di rischio di inquinamento dell'ambiente acquatico (N) ed è articolato su due fasi:

- calcolo dell'indice intrinseco (N)
- calcolo dell'indice compensato (N')

L'indice intrinseco N dipende da fattori di penalizzazione che riguardano:

- sostanze in esame (in termini di quantità e di ecotossicità)
- unità considerata (in termini di processo e di lay-out)

In generale per la valutazione dei fattori di penalizzazione sono stati applicati i seguenti criteri:

- valutazione della ecotossicità per acqua e suolo in funzione di valori di nocività, della mobilità nel terreno o acqua, della solubilità e della persistenza nell'ambiente;
- tutte le sostanze presenti nell'unità in esame concorrono ad aggravare il pericolo di inquinamento in proporzione alla loro quantità ed ecotossicità;
- il verificarsi di un episodio di contaminazione dipende dal contatto (diretto o indiretto) della sostanza con l'ambiente: in tal senso sono di fondamentale importanza il tipo di pavimentazione e di sistemi di contenimento adottati (viene conseguentemente dato nel calcolo dell'indice N un peso significativo al lay-out delle unità, pari a 0.8);
- fattori critici sono le possibili perdite (riferite in particolare a prodotti in fase liquida) in funzione della loro entità (viene ad es. assegnato nel calcolo dell'indice N un peso contenuto – pari a 0.5-0.6 - ai rischi di processo perchè riferiti generalmente a perdite di lieve entità).

L'indice compensato N' viene valutato tramite una serie di fattori definiti di compensazione che tengono conto delle misure tecniche e gestionali adottate per ridurre il numero o l'entità degli incidenti:

- capacità del sistema di impedire le perdite o di limitarle;
- sistemi di contenimento in caso di perdita;
- sistemi di "recupero" delle sostanze fuoriuscite;
- adeguatezza della politica aziendale nei riguardi della sicurezza.

Sulla base delle considerazioni svolte nella documentazione descrittiva del metodo DAPHNIA (o nel software predisposto per la sua applicazione) le varie unità sono classificate in termini di tossicità per l'ambiente sulla base di un tabella che stabilisce una corrispondenza tra il valore di N e N' e la gravità del rischio (lieve, basso, medio, grave).

Il metodo, nell'intenzione degli autori, è uno strumento preliminare di analisi sulla base dei cui risultati (se ritenuti accettabili) l'analisi viene ritenuta esauriente, ovvero, in caso contrario, si procede all'impiego di metodologie approfondite per la valutazione delle conseguenze ambientali attraverso metodi analitici di dispersione degli inquinanti (ad es. GNOME per dispersione in mare, HSSM sul suolo e falda) e analisi dinamica della reazione del corpo recettore e della attenuazione naturale o forzata (ACQUATOX per laghi e fiumi, BIOPLUME per suolo e falda).

In Allegato D sono riportati ulteriori dettagli sulla metodologia, della quale esiste anche una versione informatica.

4.6 Sviluppo di un modello semplificato per la valutazione delle conseguenze ambientali

Nel paragrafo 4.3 si è proposto di far discendere la scelta per il valutatore se ritenere sufficiente l'applicazione da parte del gestore di una metodologia semplificata (o addirittura di una analisi qualitativa) per la valutazione delle conseguenze ambientali, ovvero richiedere l'applicazione dell'ARA, dalla considerazione congiunta dell'indice di propensione al rilascio e della classe di qualità e della categoria del bersaglio ambientale considerato; un indice di propensione al rilascio può inoltre rivelarsi utile (fornendo indicazioni sintetiche sull'efficacia delle misure tecniche e gestionali preventive e mitigative dei rilasci adottate) nell'ambito della valutazione delle risultanze dell'applicazione dei modelli per la stima della propagazione delle sostanze (vedi 4.6.3).

La ricognizione delle metodologie utilizzate in alcuni Paesi europei, da gestori o Autorità di controllo, per la valutazione semplificata delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti illustrata nel paragrafo 4.5 (e con maggiore dettaglio nell'Allegato D), ha consentito di ricavare utili spunti e riferimenti, anche se l'eccessiva semplificazione (vedi metodi EAI) o la mancanza nelle fonti bibliografiche reperite di tutti gli elementi necessari per una concreta applicazione (PROTEUS, ECGI) o, infine, la natura proprietaria del metodo (DAPHNIA), non rende consigliabile la loro adozione come riferimento tecnico per i tecnici del Sistema agenziale nell'ambito delle loro autonome attività di valutazione.

Nel seguito vengono quindi proposti come strumenti di supporto per la valutazione delle analisi delle conseguenze ambientali effettuata dai gestori:

- un indice di propensione al rilascio mutuato dal RT APAT-ARPA-CNVVF 57/2005;
- relazioni semplificate per la stima della propagazione della sostanza rilasciata in un corpo idrico superficiale.

4.6.1 Propensione al rilascio dagli stabilimenti

E' evidente che una valutazione rigorosa della propensione al rilascio da uno stabilimento a rischio di incidente rilevante richiederebbe una valutazione della qualità delle analisi probabilistiche effettuate dal gestore ai sensi del DPCM 31 marzo 1989, nonché ovviamente dei risultati ottenuti in termini di frequenza attesa dello scenario di rilascio nel corpo idrico, tenendo conto del complesso delle misure impiantistiche e gestionali preventive e mitigative in atto.

L'utilizzo di indici, correlati con la pericolosità e le misure preventive e protettive in atto, può tuttavia consentire una valutazione del rischio anche svincolata dalle stime quantitative delle probabilità di accadimento degli scenari incidentali capaci di produrre un danno grave alle componenti ambientali.

Un indice di propensione al rilascio deve rappresentare la propensione di una unità tecnica o impianto di uno stabilimento industriale al rilascio di una certa quantità di sostanze tossiche, mobili e persistenti nell'ambiente sub-aereo. Tale indice esprime la pericolosità dell'impianto e deve tenere conto di fattori quali:

- quantità e caratteristiche intrinseche delle sostanze (tossicità, mobilità e persistenza nei comparti ambientali)
- grado di tecnologia applicato (per gli stoccaggi e gli impianti di processo, sistemi di controllo o contenimento)
- sistemi di gestione (manutenzione, procedure operative, ispezioni)

A questo scopo si può far riferimento al DM 20/10/98 “*Criteri di Analisi e valutazione dei rapporti di Sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici*” avendo cura di considerare i soli fattori pertinenti alla prevenzione e mitigazione delle conseguenze ambientali e aggiungendo, dove applicabile, opportuni fattori integrativi (anche compensativi).

Anche per i rilasci in corpi idrici superficiali si ritiene quindi adeguato consigliare l’utilizzo dell’indice di propensione al rilascio proposto nel “*Rapporto conclusivo dei lavori svolti dal Gruppo misto APAT/ARPA/CNVVF per l’individuazione di una metodologia speditiva per la valutazione del rischio per l’ambiente da incidenti rilevanti in depositi di idrocarburi liquidi*” (RT APAT-ARPA-CNVVF n.57/2005).

Come può verificarsi, l’algoritmo proposto nel RT 57 può essere infatti applicato anche a sostanze diverse dagli idrocarburi, mentre, per quanto riguarda la tipologia di unità impiantistiche ivi previste (stoccaggi, depositi fusti, travaso, pompe, sistemi di interconnessione) si ritiene che esse, pur non esauendo ovviamente il novero delle sorgenti di rischio presenti negli stabilimenti industriali a rischio di incidente rilevante, siano comunque molto rappresentative dei rischi per l’ambiente associati agli stabilimenti RIR, tenendo presente che la tipologia “depositi” (che include depositi di oli minerali, di fitofarmaci e di tossici) costituisce (sulla base dei dati riportati nel paragrafo 2.2) circa il 40 % degli stabilimenti RIR con rischi ambientali, mentre depositi di sostanze pericolose per l’ambiente costituiscono, in base alle notevoli quantità presenti ed all’esperienza storica, le unità più critiche nell’ambito delle raffinerie, degli stabilimenti chimici e petrolchimici e delle centrali elettriche (che assommano ad un ulteriore 50% ca. degli stabilimenti RIR in cui sono presenti sostanze pericolose per l’ambiente).

Per le unità di processo (o comunque non riconducibili al deposito) presenti nelle raffinerie e negli stabilimenti chimici e petrolchimici e per le altre tipologie di stabilimenti (ad es. galvaniche), il valutatore potrà opportunamente adattare, con assunzioni ingegneristiche basate sull’analogia delle funzioni impiantistiche, del livello dei pericoli associato o dell’efficacia preventiva/proteettiva, i fattori di penalizzazione e di compensazione “ambientale” consigliati nel RT APAT-ARPA-CNVVF 57, in relazione agli specifici elementi di rischio o misure di prevenzione/protezione presenti.

Così ad es. per le vasche (apparecchiature di processo) presenti in uno stabilimento galvanico si potrà prevedere:

- un fattore di compensazione in caso di presenza di adeguati sistemi di indicazione di livello con allarme di alto livello di tipo acustico e visivo (ad es. 0,95);
- un fattore aggiuntivo nel caso in cui il sistema di alto livello agisce con un blocco sulle pompe di carico (ad es. 0,95);
- un fattore compensativo nel caso in cui le vasche siano dotate di un bacino di contenimento avente un volume adeguato a contenere tutto il liquido che potenzialmente può essere versato (ad es. 0,80);
- ecc.

4.6.2 Propensione alla propagazione nell’ambiente

Dato lo sversamento accidentale in acqua di una sostanza pericolosa, una prima considerazione da fare è quella relativa al comportamento della sostanza versata a partire dal suo stato fisico (solido o liquido) e dalle sue proprietà chimico-fisiche (densità, solubilità, viscosità, tensione superficiale, volatilità, ecc.).

Per una sostanza solida la densità (rapportata a quella dell’acqua) determina la possibilità di galleggiamento ovvero di affondamento. Dalla posizione assunta saranno quindi valutati gli aspetti successivi legati ad es. alla solubilità ed alla volatilità. Per solidi in polvere il comportamento in acqua sarà comunque trattabile come dispersione nel mezzo.

Anche nel caso di sostanze liquide il grado di affondamento in acqua dipende dalla densità, mentre le altre caratteristiche c.d. chemio dinamiche determinano la formazione di uno strato superficiale (densità minore di quella dell’acqua: chiazza, come nel caso degli idrocarburi leggeri) più o meno compatto ovvero di sospensioni in acqua più o meno frammentate. Come per i solidi, per la parte “galleggiante”, la volatilità costituisce uno dei meccanismi di eliminazione (passaggio della sostanza alla fase aeriforme).

Con la permanenza della sostanza in acqua subentrano altri fenomeni caratterizzati sinteticamente nella figura 4.6.1 seguente:

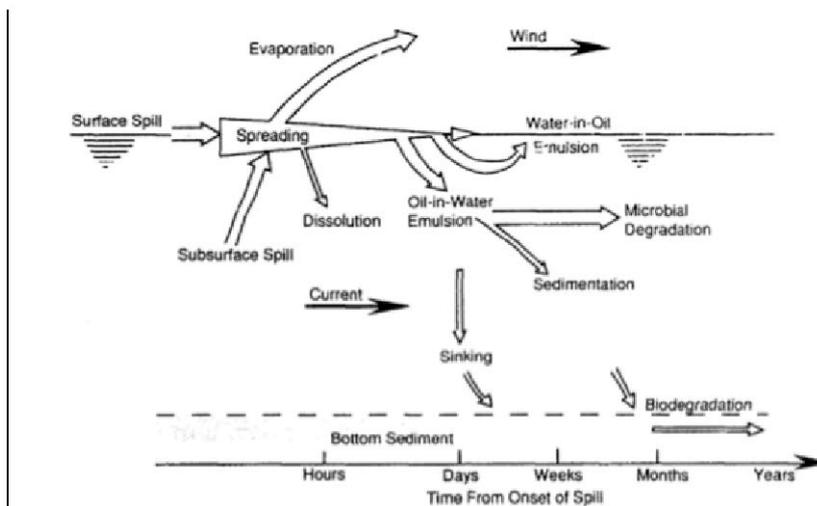


Figura 4.6.1 – Fenomeni chimici, fisici e biologici che influenzano la trasformazione della sostanza rilasciata

I fenomeni di trasporto in natura risultano essere la combinazione di due meccanismi principali: avvezione e diffusione.

L'avvezione è il meccanismo mediante il quale il trasporto di materia avviene per effetto dello stesso flusso del fluido primario.

La diffusione è il processo di trasporto di materia che, per i casi di nostro interesse, risulta essere la combinazione degli effetti dei movimenti dovuti alla agitazione propria degli ioni o molecole e alla turbolenza del fluido primario. Normalmente la diffusione dovuta alla turbolenza (diffusione turbolenta, *eddy diffusion*, per alcuni dispersione per distinguerla dalla diffusione molecolare) risulta essere dominante rispetto alla diffusione dovuta ad agitazione propria degli ioni o molecole e pertanto i fenomeni di trasporto, sono fortemente governati dalle caratteristiche idrauliche del fluido primario.

Anche nel caso di corpi idraulici estesi (mare, laghi) i movimenti idraulici indotti del vento o dalle correnti risultano essere sufficienti per rendere dominante la diffusione turbolenta rispetto a quella molecolare.

Nel caso dei fiumi o canali, caratterizzati normalmente da una velocità e direzione di flusso orientata, la diffusione turbolenta ed il trasporto del fluido primario governano decisamente il processo di propagazione.

Diversi studi (ad. es. E. Ami et alii, *Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river* e Tamagawa et alii, *Prediction of pollutant propagation by the diffusion-convection method*) mettono a confronto le correlazioni matematiche sviluppate per la stima del coefficiente di diffusione (turbolenta) partendo dai dati sperimentali disponibili. In tutte le formule sono combinate grandezze quali la velocità di efflusso, l'ampiezza del fiume o canale e la sua profondità (o altre da queste derivabili).

Il fenomeno di trasporto non risulta dipendente della sostanza versata (se non per i comportamenti, fisici inizialmente indicati) ma piuttosto, in maniera dominante, dalle caratteristiche idrauliche del mezzo disperdente.

La presenza di una sostanza in un determinato punto del fluido disperdente, è inoltre soggetta alla presenza di processi ulteriori quali apporto da elementi sorgenti (ad es. ingresso in soluzione da materiale depositato sul fondo o presente nello strato superficiale) o processi di rimozione generata da "pozzi" (ad es. evaporazione superficiale, deposizione sul fondo, reazioni chimiche, ingestione da parte di organismi, ecc.).

Matematicamente, questi processi sono trattati in maniera sintetica mediante l'equazione generale di avvezione-diffusione:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = S + I + \nabla(Cu) + \nabla(k\nabla C)$$

dove $\frac{\partial C}{\partial t}$ è la variazione temporale di Concentrazione nel punto considerato,

- $\nabla(C\underline{u})$ è il termine advettivo (con \underline{u} vettore velocità del fluido)
 S è il termine di sorgente
 I è il termine di interazione (pozzi)
 $\nabla(k\nabla C)$ è il termine di diffusione turbolenta

Questa equazione rappresenta la formulazione generale del problema e tiene conto di tutti i fattori che influenzano la variazione spazio temporale del valore della concentrazione dell'inquinante.

La soluzione dell'equazione generale di avvezione diffusione è di per se piuttosto complessa e, per la sua soluzione, di solito si ricorre alla applicazione di tecniche di calcolo numerico. Ancora più complessa risulta essere la definizione delle condizioni al contorno che richiede, tra l'altro, la conoscenza puntuale (in 3 dimensioni) della posizione della linea di costa o delle rive del fiume o del canale, della "geometria" dei fondali e delle caratteristiche dell'interazione tra i bordi e le sostanze inquinanti. Nei modelli di dispersione, in assenza di interazioni, si può assumere che la dispersione orizzontale sia sufficientemente omogenea e isotropa da poter essere descritta con un unico coefficiente K di diffusione orizzontale (vedi Fig. 4.6.2 seguente). Il coefficiente di diffusione in direzione verticale è in generale molto più piccolo di quello orizzontale.

In acque poco profonde, la velocità di taglio ("shear velocity") è sempre molto grande e produce quindi una turbolenza attiva, col risultato di favorire un miscelamento completo della colonna d'acqua.

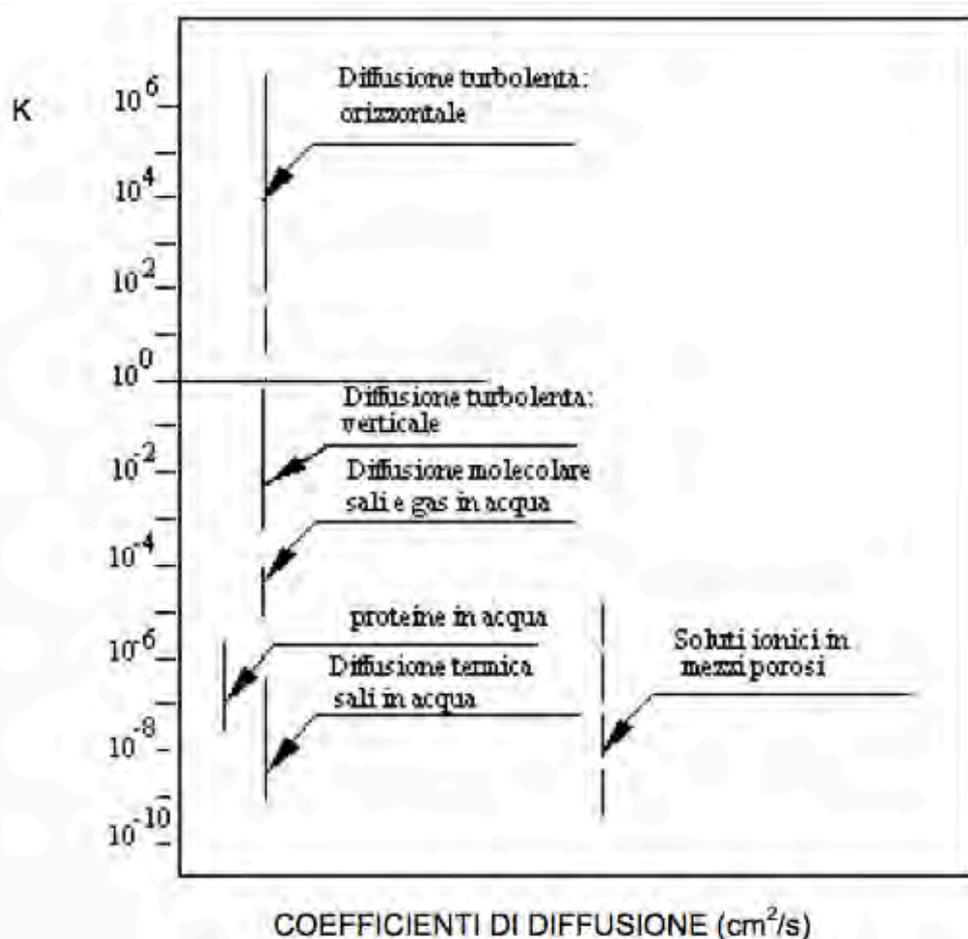


Figura 4.6.2 – coefficienti di diffusione

L'uso di ipotesi semplificative consente una riduzione della complessità del trattamento matematico in alcune situazioni fino a consentire la riduzione del problema ad un caso monodimensionale (a scapito naturalmente della precisione del risultato).

Ai fini del presente lavoro, avendo a riferimento gli stabilimenti a rischio di incidente rilevante, dove è normalmente adottato un sistema di gestione della sicurezza e dove devono essere approntati sistemi tecnici e gestionali al fine di prevenire, mitigare gli eventi incidentali rilevanti, la valutazione che si rende necessaria

per stimare potenziali conseguenze per la verifica delle eventuali criticità si ritiene possa essere limitata al periodo immediatamente successivo all'eventuale sversamento in acqua fino ad un massimo di 12 ore, intervallo di tempo entro il quale si ritiene siano state attivate le azioni ulteriori necessarie per fronteggiare e tenere sotto controllo la situazione (vedi 4.4).

In relazione a quanto detto sopra, nelle valutazioni, il rilascio ipotizzato in condizioni incidentali può essere ragionevolmente considerato come rilascio massiccio pressoché istantaneo. Non sarebbe infatti ritenuta accettabile, in sede di valutazione delle soluzioni adottate dal gestore, una situazione impiantistico/gestionale che possa consentire un rilascio quantitativamente significativo e prolungato nel tempo (associabile all'assenza di sistemi di rilevamento e di intercettazione) oltre i tempi medi di intercettazione tipicamente adottati con riferimento alle norme tecniche di settore (20-40 s – 30 min, vedi DM 15 maggio 1996 “Criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di gas e petrolio liquefatto (GPL)” e DM 20 ottobre 1998 “Criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici”).

La limitazione temporale assunta (massimo 12 ore) consente, inoltre, di poter considerare, per la sostanza inquinante in esame un comportamento "passivo" (ovvero non reattivo) e, inoltre, effetti reattivi nulli ai "bordi" del corpo idrico in esame. Con tali condizioni si tende peraltro a massimizzare la presenza della sostanza nel corpo idrico rispetto alle eventuali condizioni reali (con effetti conservativi sulle stime).

4.6.2.1 Trasporto nel corpo idrico (canale o fiume, acque estese)

Nei corsi d'acqua superficiali (canali o fiumi), l'acqua scorre per effetto dell'azione della forza di gravità, con velocità generalmente preponderanti in una direzione e con valori maggiori di quelle che caratterizzano le correnti marine (generalmente di uno o più ordini di grandezza). In queste condizioni il meccanismo di dispersione di un inquinante è fortemente influenzato dalla velocità dell'acqua (avvezione) e dalla turbolenza generata dalla corrente (diffusione).

Per il calcolo delle velocità dell'acqua di un fiume, sono utilizzate, in genere le seguenti relazioni:

$$U = C\sqrt{R_i J} \text{ (equazione di Chezy)}$$

oppure

$$U = \frac{R_i^{2/3} \sqrt{J}}{n} \text{ (equazione di Manning)}$$

Dove:

U = velocità media (m/s)

C = coefficiente di Chezy ($C = \frac{87}{\left(1 + \frac{\gamma}{R_i}\right)}$, con γ coefficiente di scabrezza determinato sperimentalmente),

R_i = raggio idraulico (m)

J = la pendenza del corso d'acqua

n = coefficiente di Manning.

γ ed n sono determinati sperimentalmente per differenti tipologie di canali e fiumi.

Si riportano nella tabella seguente i valori determinati per γ ed n per alcune tipologie di canalizzazioni.

Tabella 4.6.1 - Coefficienti di scabrezza per canali e condotte

Tipo di canalizzazione	Coefficiente di scabrezza	
	γ	n
Pareti di cemento perfettamente lisciate e pareti metalliche senza risalti nei giunti, ambedue con curve.	0,10	0,012
Pareti di cemento non in perfette condizioni. Muratura ordinaria più o meno accurata.	0,23÷0,36	0,014÷0,015
Pareti di cemento solo in parte intonacate; qualche deposito sul fondo. Muratura irregolare (o di pietrame).	0,46	0,018
Terra con erba sul fondo. Corsi d'acqua naturali regolari.	1,30	0,025
Canali in abbandono con vegetazione. Corsi d'acqua con alveo in ghiaia e movimento di materiale sul fondo.	2,0÷2,3	0,035

L'inquinante immesso in un fiume subisce fenomeni di dispersione dovuti ai processi di diffusione turbolenta causati dal moto irregolare dell'acqua ed alla non uniformità della velocità del fiume. In prossimità del punto di immissione la situazione è estremamente complessa.

L'utilizzabilità di modelli semplificati va valutata, a seconda della situazione, sulla base della adeguatezza delle ipotesi semplificative.

Il processo di miscelamento dell'inquinante nella corrente di acqua può essere schematizzato temporalmente in tre fasi:

Fase I. Mescolamento iniziale

Sono dominanti i contributi della dispersione legati alle modalità di interazione del getto inquinante (quantità di moto, densità, ecc.) con la corrente del fiume. In prossimità del punto di immissione dell'inquinante la situazione è estremamente complessa e la valutazione del campo di concentrazione richiede normalmente un modello tridimensionale del campo cinetico da associare all'equazione generale di avvezione diffusione.

La fase di mescolamento iniziale può, come ordine di grandezza, arrivare a interessare distanze fino ad un massimo di 100 volte la profondità del fiume, a seconda della portata e temperatura dell'effluente e delle caratteristiche del corso d'acqua. Tale zona è comunque normalmente piuttosto limitata e nelle immediate vicinanze del punto di immissione.

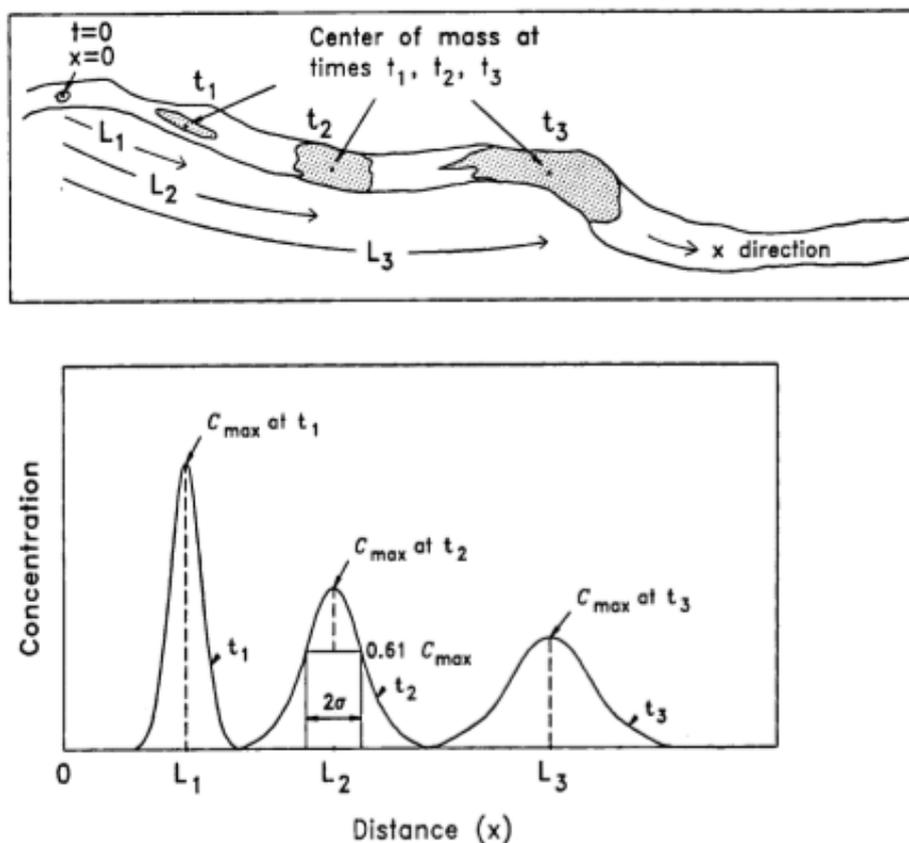


Figura 4.6.3

Fase II. Mescolamento completo

Questa seconda fase si estende fino alla posizione in cui l'effluente è completamente miscelato in tutta la sezione del corso d'acqua. Si può estendere anche a distanze significative (3-10 km) dal punto di rilascio, a seconda delle caratteristiche della corrente e della posizione iniziale del punto di sversamento (al centro o sulla riva del fiume). Normalmente si usano, per questa fase, modelli bidimensionali considerando l'inquinante uniformemente distribuito sulla profondità.

La distanza di completo mescolamento può essere stimata mediante formulazioni empiriche che mettono tale lunghezza in relazione alle caratteristiche del fiume. Tra queste, quella che sembra avere maggior accordo con i dati sperimentali (A. Barsby, *Determination of mixing length in dilution gauging*, International Association of Hydrological Sciences, General Assembly of Bern, 1967) è quella proposta da Rimmar:

$$L = \frac{0,13B^2C(0,7C+6)}{gh}$$

Dove:

L = la lunghezza di mescolamento (m)

B = l'ampiezza media del fiume (m)

C = il coefficiente di Chezy

g = l'accelerazione di gravità (m/s^2)

h = la profondità media del fiume (m).

Fase III. Dispersione a grandi distanze

In questa fase la concentrazione dell'inquinante è uniforme su tutta la sezione del corpo idrico. In questa fase si usano in genere modelli monodimensionali lungo l'ascissa curvilinea coincidente con l'asse del fiume.

Modello monodimensionale

È applicato nel caso dei canali o fiumi tenendo dovutamente in considerazione quanto sopra accennato.

Nel caso di rilascio accidentale (supposto di una quantità M a *puff*) e nell'ipotesi di avere:

- sezione di riferimento è costante e pari a S ;
- assenza di interazioni chimiche e con il sedimento;
- trasporto solo in direzione longitudinale con velocità media u ;
- predominio della diffusione turbolenta longitudinale (lungo x).

L'equazione risolvente della equazione di avvezione diffusione diventa:

$$C(x,t) = \frac{M}{S\sqrt{4\pi kt}} e^{-\frac{(x-ut)^2}{4kt}}$$

dove

- $C(x,t)$ rappresenta la concentrazione in kg/m^3 alla distanza x (m) dal punto di sversamento al tempo t (s),
- k è il coefficiente di diffusione (m^2/s),
- u la velocità media dell'acqua (m/s)
- M la quantità versata (kg) e
- S l'area della sezione del corso d'acqua, data dal prodotto Bh (m^2)

Per ottenere valori più utili per la concentrazione, si passa da kg/m^3 a mg/l moltiplicando per il fattore 1000.

Dall'espressione indicata è possibile osservare che la concentrazione massima dell'inquinante, al tempo t , ad una distanza dal punto di rilascio $X = ut$ ($x >$ lunghezza di mescolamento) è pari a:

$$C_{\max} = \frac{M}{S\sqrt{4\pi kt}}$$

L'ampiezza della zona in cui è concentrato il 68% dell'inquinante è pari a $L_{68\%} = 2\sqrt{2kt}$ corrispondente ad un volume interessato $V_{68\%} = L_{68\%} S$.

L'ampiezza della zona in cui è concentrato il 95% dell'inquinante è pari a $L_{95\%} = 4\sqrt{2kt}$ corrispondente ad un volume interessato $V_{95\%} = L_{95\%} S$.

Per il caso dei fiumi o canali si suggerisce di calcolare il coefficiente di diffusione turbolenta mediante la correlazione seguente (Tamagawa et alii, *Prediction of pollutant propagation by the diffusion-convection method*):

$$\frac{k}{uh} = 5,42 * 10^{-3} \left(\frac{B}{h}\right)^{2,48}$$

Ad es.: dato un rilascio di 10 t di sostanza completamente solubile in un corso di acqua a sezione costante con:

$B = 37$ m, $h = 0,88$ m, $u = 0,16$ m/s,

si ottiene per k un valore pari a 57,65 e

- la concentrazione massima dopo 12 ore dal rilascio, ad una distanza di 6,912 km, è pari a 54,9 mg/l
- l'ampiezza della zona che comprende il 68% dell'inquinante è 2,232 km per un volume interessato pari a 72.667 m^3 ; agli estremi di tale zona la concentrazione dell'inquinante è 33,27 mg/l
- l'ampiezza della zona che comprende il 95% dell'inquinante è 4,464 km per un volume di 145.335 m^3 ; agli estremi di tale zona la concentrazione dell'inquinante è 7,41 mg/l.

Modello bidimensionale

È applicabile al caso di acque estese (ad es. laghi) poco profonde per le quali si può ipotizzare un mescolamento rapido in direzione verticale (per effetto della turbolenza). In questo caso la dispersione si può considerare bidimensionale, essendo il contaminante confinato in uno strato omogeneo sottile che si propaga essenzialmente in senso orizzontale. Se anche il campo cinetico orizzontale può essere assunto ragionevolmente uniforme sull'area di dispersione, allora l'avvezione orizzontale si riduce ad una semplice traslazione. Prendendo l'asse x in direzione della traslazione e indicando con u_0 la velocità di traslazione, la equazione di avvezione diffusione si può scrivere nella forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} - u_0 \frac{\partial C}{\partial x} = S + \nabla(KVC)$$

Con una trasformazione di coordinate, ponendo $X = x - u_0 t$ e $Y = y$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = S + \nabla(KVC)$$

Nell'ipotesi, di nostro interesse, di rilascio istantaneo nell'origine del sistema di riferimento il termine di sorgente rappresenta una condizione iniziale e si annulla nelle equazioni sopra riportate.

Come per il caso del trasporto nel fiume, nel caso di superfici estese, l'evoluzione della concentrazione di una sostanza inquinante, riversata in un campo di moto turbolento, a prescindere dall'effetto avvevivo delle correnti è determinata dal movimento disordinato e causale del fluido in cui la sostanza è immessa, che ne causa la diluizione nello spazio.

Anche in questo caso l'evoluzione della "chiazza" dopo il versamento può essere sintetizzato in tre fasi successive:

Fase I. Iniziale

In questa fase le dimensioni della macchia sono minori dei vortici turbolenti presenti. La diffusione è essenzialmente costante (diffusione molecolare).

Fase II. Esplosiva

In questa fase la macchia subisce una crescita dominata dagli effetti dei moti turbolenti. Il coefficiente di diffusione cresce con l'estensione della macchia. I vortici, che inizialmente prendevano parte solo al processo avvevivo (ovvero di traslazione della macchia), al crescere della macchia, diventano parte di essa, contribuendo in modo determinante al processo di dispersione.

Fase III. Finale

In questa fase la macchia è ormai più grande dei maggiori vortici presenti nella zona di rilascio. La fase di accrescimento termina in quanto non esistono turbolenze più grandi che ne possano aumentare il tasso di crescita. In questa fase, il coefficiente di diffusione, per effetto della turbolenza, torna ad essere costante e numericamente maggiore del corrispondente nella prima fase.

La maggior parte dei casi pratici interessa proprio la fase esplosiva, in cui l'ipotesi di costanza del coefficiente di diffusione non è valida.

Ipotizzando una isotropia orizzontale, con il sistema di riferimento Lagrangiano che si muove insieme al centro della "macchia", e passando alle coordinate polari (r, θ), la concentrazione diventa funzione solo di r e di t .

Anche il coefficiente di diffusione orizzontale nella Fase II è una funzione di r . le espressioni della diffusività sono infatti tutte della forma:

$$k = \alpha r^\beta$$

nel modello classico si pone $\alpha = \text{costante}$ e $\beta = 0$ (valido nella Fase I e nella Fase III anche se con valori di α diversi; non valido per la Fase II)

Ponendo questa espressione del coefficiente di diffusione nell'equazione di avvezione diffusione scritta in coordinate polari si ottiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(\alpha r^{\beta+1} \frac{\partial C}{\partial r} \right)$$

La validità di questa equazione è naturalmente legata alle ipotesi:

- di omogeneità verticale nello strato sottile in cui il contaminante è confinato;
- di omogeneità orizzontale del campo cinetico nella zona circostante la "chiazza";
- di isotropia orizzontale rispetto al sistema di riferimento solidale con il centro della "macchia".

Per gli scopi del presente lavoro si propone la formulazione di Joseph e Sender: $\alpha = P$ e $\beta = 1$, dove P , in genere, si considera costante e pari a 0,01.

Con le condizioni di cui sopra si può determinare la soluzione dell'equazione di avvezione diffusione nella forma:

$$C(r, t) = \frac{Q_0}{2\pi\alpha^2 t^2} e^{-\frac{r}{\alpha t}}$$

Dove:

- $C(r,t)$ rappresenta la concentrazione superficiale (kg/m^2) alla distanza r (m) dal centro della "macchia" al tempo t (s)
- Q_0 rappresenta il carico iniziale (kg/ m^2) versato in acqua e
- $\alpha = \text{costante} = 0,01$.

Se h è l'altezza media del corpo idrico esteso o comunque dello strato superficiale di miscelamento la concentrazione volumetrica (kg/m^3 o, con opportuno fattore di conversione, mg/l) è Q_0/h .

4.6.2.2. Dispersione di sostanze insolubili meno dense dell'acqua

In caso di sversamento in acqua di sostanze non solubili con densità inferiore a quello dell'acqua, la sostanza versata tenderà a galleggiare sulla superficie e a disperdersi in funzione dell'azione di trascinamento dovuta al movimento dell'acqua, dell'azione del vento in superficie e delle forze interne di coesione della sostanza stessa. L'evoluzione in superficie della "macchia" conseguente sarà il risultato del bilanciamento di queste forze.

Anche in questo caso si osserva una possibile schematizzazione dell'evento in tre fasi individuate in funzione delle forze prevalenti che intervengono nell'equilibrio (vedi fig. seguente):

I Fase: essenzialmente determinata dalla forza di gravità e dall'inerzia (immediatamente successiva al versamento);

II Fase: essenzialmente determinata dagli effetti della viscosità dell'acqua, della sostanza versata e, ancora, dalla forza di gravità;

III Fase: essenzialmente governata dalle forze che si manifestano per effetto della viscosità e della tensione superficiale.

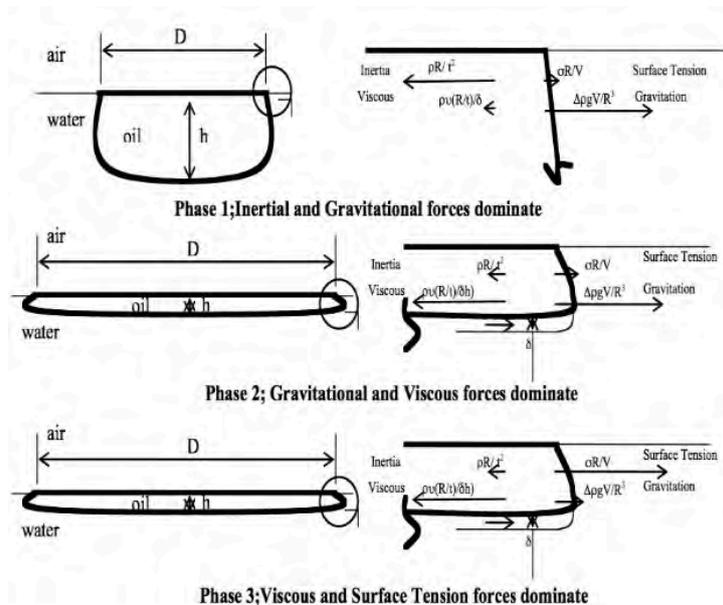


Fig. 4.6.4 - Azioni che intervengono nella dispersione li liquidi galleggianti in acqua

Per ognuna delle fasi sopra brevemente descritte sono state proposte correlazioni specifiche fin dal 1971 (Fay J. "Physical processes in the spread of oil on water surface", Proceedings of Conference on Prevention and Control of Oil Spills).

Di seguito si propongono correlazioni derivate da W. Brock Neely "Emergency Response to Chemical Spills", 1992

Fase I:

$$r(t) = 1,14\sqrt[3]{t^2GV}$$
$$\text{con } G = g \left(1 - \frac{\tau_l}{\tau_w}\right)$$

dove:

- $r(t)$ è il raggio (m) della “chiazza” in funzione del tempo (s);
- V è il volume iniziale di sostanza sversata in acqua (m^3);
- g la costante di gravità (m^2/s);
- τ_l la densità della sostanza versata (kg/m^3);
- τ_w la densità dell’acqua (kg/m^3).

Questa equazione è applicabile per tempi inferiori al tempo di transizione tra la fase I e la fase II ovvero per:

$$t < 0,546 \sqrt[3]{\left(\frac{V}{Gu_w}\right)}$$

dove u_w è la viscosità cinematica dell’acqua che si può ottenere dal rapporto tra la viscosità assoluta dell’acqua u^*_w e la sua densità. La viscosità assoluta dell’acqua può essere stimata, in funzione della temperatura dalla seguente relazione:

$$u^*_w = \frac{1,75}{1000} e^{-0,028T}$$

dove T è la temperatura dell’acqua ($^{\circ}C$).

Fase II:

Per tempi superiori al tempo di transizione tra le prime due fasi ma inferiori al tempo di transizione tra la fase II e la Fase III, quest’ultimo determinato dalla relazione seguente:

$$t < 0,375 \left(\frac{\tau_w}{\beta}\right)^{\frac{2}{3}} \sqrt[3]{G^2V^4u_w^2}$$

l’evoluzione della “chiazza” determinata dalla variazione del suo raggio segue la relazione seguente:

$$r(t) = 0,98\sqrt[3]{t^{\frac{22}{3}} \frac{G^2V^4}{u_w}}$$

Fase III:

In questa fase l’evoluzione della “chiazza” è governata dalla relazione seguente:

$$r(t) = 1,6\sqrt[3]{t^3 \frac{\beta}{\sqrt{u^*_w\tau_w}}}$$

4.6.3 Criteri per la valutazione delle risultanze dell’applicazione del modello

Con le relazioni semplificate per il calcolo delle concentrazioni, riportate nel paragrafo precedente, è possibile ottenere valutazioni approssimate dell’evoluzione di uno sversamento in acqua utili, comunque, per l’individuazione di potenziali criticità e della necessità di utilizzo di modelli di valutazione più approfonditi, nel caso venga evidenziato il potenziale coinvolgimento di bersagli ambientali critici (vedi paragrafo 4.3).

Nell’ambito della valutazione assume un ruolo importante la conoscenza specifica del sito. Le informazioni di base dovrebbero essere presenti nel Rapporto di Sicurezza in una forma sufficiente per consentire la loro collocazione geografica rispetto allo stabilimento. In particolare, attraverso la valutazione di rischio dovranno essere stati stimati i quantitativi massimi delle sostanze pericolose che, in caso di incidente possano essere rilasciate e, in funzione degli impianti da cui è ipotizzato il rilascio e delle soluzioni

impiantistiche adottate (ad es. strutture di convogliamento/raccolta rilasci) sarà nota anche la zona di possibile immissione in acqua. Il corpo idrico in cui si valuta possibile l'immissione dovrà essere descritto e caratterizzato come tipologia (acque estese o canale o fiume) e caratteristiche (portata, sezione, pendenza nel caso di fiumi o canali; correnti principali e venti dominanti nel caso di acque estese) almeno in relazione ai parametri utilizzati per le valutazioni di sicurezza effettuate. Dovranno poi essere descritti i bersagli ambientali, a partire dal recettore primario fino alla individuazione dei possibili recettori secondari più vicini (asta fluviale di ordine superiore o significativa, delta o estuario, ecc.) e gli eventuali elementi critici quali ad es. aree protette, punti di captazione, ecc.. Dove applicabile dovranno essere determinati i valori di concentrazione massima ammissibile (eventualmente associati a tempi massimi di esposizione) - al riguardo vedi il paragrafo 4.4 - superati i quali si possano ipotizzare danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di acqua superficiale o marini.

Nel Rapporto di Sicurezza (per gli stabilimenti ex art.8) o nelle valutazioni di sicurezza effettuate nell'ambito del SGS (per gli stabilimenti ex art.6) dovrebbero essere riportate dal gestore le analisi effettuate anche in relazione agli eventuali sversamenti accidentali in acque superficiali (ovviamente se ipotizzabili). Oltre agli esiti delle analisi il gestore dovrà riportare nel RdS informazioni in merito al modello di valutazione adottato, affinché sia possibile per il valutatore determinare il livello di approfondimento utilizzato e, nel caso le valutazioni descritte nel seguito, messe a confronto con le risultanze presentate, evidenzino situazioni di criticità, consentire al valutatore di stabilire l'eventuale necessità di applicare modelli più approfonditi (Advanced Risk Assessment).

Nella pratica le valutazioni di criticità da effettuare si ritiene possano essere sintetizzate come segue:

Sostanza solubile caso di rilascio in fiume o canale

Nota la velocità media di scorrimento u_0 , si valuta il tempo T necessario per raggiungere la distanza di 10 km dal punto di rilascio. Se tale tempo T risulta essere superiore a 12 ore evidentemente la zona esposta al contaminante, in estensione, è inferiore ai 10 km presi a riferimento (vedi 4.1 e 4.4) e si dovrà porre attenzione alle azioni previste nella gestione dell'emergenza ed alla loro efficacia per avere la ragionevole garanzia che qualora il contaminante residuo raggiunga tali distanze (per un tempo T' maggiore delle 12 ore prese a riferimento) la concentrazione conseguente sia inferiore alla concentrazione massima ammissibile per il corso d'acqua in esame (vedi 4.4).

Se il tempo T necessario per raggiungere la distanza di 10 km dal punto di rilascio risulta invece essere inferiore a 12 ore si dovrà valutare il valore della concentrazione massima raggiunta a tale tempo e confrontarlo con il valore massimo ammissibile. Nel caso la concentrazione massima stimata sia inferiore al valore massimo ammissibile, l'estensione della zona contaminata sarà inferiore a 10 km e l'evoluzione temporale di una emergenza di questo tipo procederà con la progressiva riduzione (per diluizione) del contaminante nell'acqua. Nel caso la concentrazione massima stimata sia superiore al valore massimo ammissibile bisogna porre attenzione sia alla tempistica (ed alla garanzia del rispetto dei tempi) delle azioni che dovranno essere poste in atto prima del raggiungimento delle condizioni "critiche" alla distanza di 10 km, sia (eventualmente in combinazione con le azioni precedenti) alle procedure gestionali e soluzioni impiantistiche adottate a livello di stabilimento al fine di ridurre le quantità rilasciabili e quindi di ricondurre i valori di concentrazioni valutati entro le condizioni massime ammissibili (le misure tecniche e gestionali adottate per la prevenzione e la mitigazione dei rilasci possono essere valutate complessivamente nella loro efficacia ad es. attraverso l'indice di propensione al rilascio di cui al cap.4.6.1).

Naturalmente qualora sia presente un elemento critico puntuale (punti di captazione, aree protette, ecc.) ad una distanza inferiore ai 10 km presi a riferimento, si dovrà valutare quanto sopra per ogni elemento (considerando per ciascuno di questi il relativo valore massimo ammissibile di concentrazione).

A seconda dell'elemento critico puntuale potranno eventualmente essere proposte, a causa del superamento dei valori limite, tra le azioni di gestione delle eventuali emergenze, limitazioni temporanee di utilizzo della risorsa. Una situazione di questo tipo potrebbe presentarsi per un punto di captazione per uso agricolo il cui utilizzo, in caso di emergenza potrebbe essere proibito per il periodo di superamento delle concentrazioni limite e ripristinato quando vengono nuovamente raggiunte le condizioni ammissibili.

Sostanza solubile caso di rilascio in acque estese

È necessario definire un ulteriore caso con riferimento alla situazione di rilascio in lago o stagno (area massima di riferimento 1 ha-vedi 4.1) o zona costiera (area massima di riferimento 2 ha-vedi 4.1).

Definito il valore di concentrazione massima ammissibile in relazione alle specificità del sito interessato, si valuta il valore della concentrazione superficiale a 12 ore dal rilascio alla distanza: di 56,42 m nel caso di

lago o stagno (raggio di un'area di 1 ha presa in relazione all'area massima di riferimento per i danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di lago o stagno); oppure 79,79 m (raggio di un'area di 2 ha presa in relazione all'area massima di riferimento per i danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat marino).

Se il valore della concentrazione valutato è inferiore al valore massimo ammissibile, l'estensione della zona contaminata sarà inferiore all'area massima di riferimento e, in analogia con quanto descritto per il caso di fiume o canale, l'evoluzione temporale di una emergenza di questo tipo procederà con la progressiva riduzione (per diluizione) del contaminante. In caso contrario, analogamente, bisogna porre attenzione sia alla tempistica (ed alla garanzia del rispetto dei tempi) delle azioni che dovranno essere poste in atto prima del raggiungimento delle condizioni "critiche" in termini di area interessata, sia (eventualmente in combinazione con le azioni precedenti) alle procedure gestionali e soluzioni impiantistiche adottate a livello di stabilimento al fine di ridurre le quantità rilasciabili e quindi di ricondurre i valori di concentrazioni valutati entro le condizioni massime ammissibili (anche in questo caso le misure tecniche e gestionali adottate per la prevenzione e la mitigazione dei rilasci possono essere valutate complessivamente nella loro efficacia ad es. attraverso l'indice di propensione al rilascio di cui al cap.4.6.1).

Sostanza non solubile con densità inferiore a quella dell'acqua

Utilizzando il modello semplificato descritto nel paragrafo 4.6.2.2, si procederà a valutare i tempi di transizione tra le fasi (il più rilevante è, normalmente, quello che determina il passaggio dalla fase II alla fase III) e quindi, applicando la relazione adeguata si valuterà l'estensione della "chiazza" (T_{12h}) al tempo T pari a 12 h. Se l'estensione, in termini di area interessata, è inferiore all'area massima di riferimento (1 ha per lago o stagno e 2 ha per mare) si dovrà porre attenzione alle azioni previste nella gestione dell'emergenza ed alla loro efficacia per avere la ragionevole garanzia che la "chiazza" non arrivi ad estendersi (oltre le 12 h prese a riferimento) ad aree superiori a quella massima di riferimento. In caso contrario, bisognerà porre attenzione sia alla tempistica (ed alla garanzia del rispetto dei tempi) delle azioni che dovranno essere poste in atto prima del raggiungimento delle condizioni "critiche" in termini di area interessata che (eventualmente in combinazione con le azioni precedenti) alle procedure gestionali e soluzioni impiantistiche adottate a livello di stabilimento al fine di ridurre le quantità rilasciabili e quindi di ricondurre i valori di estensione della "macchia" entro le condizioni massime ammissibili (anche in questo caso le misure tecniche e gestionali adottate per la prevenzione e la mitigazione dei rilasci possono essere valutate complessivamente nella loro efficacia ad es. attraverso l'indice di propensione al rilascio di cui al cap.4.6.1).

4.6.4 Stime e rappresentazioni del modello di valutazione

Fiume o canale

Le soluzioni dell'equazione proposta per la stima dei valori di concentrazione porta ai risultati rappresentati graficamente nelle figure seguenti:

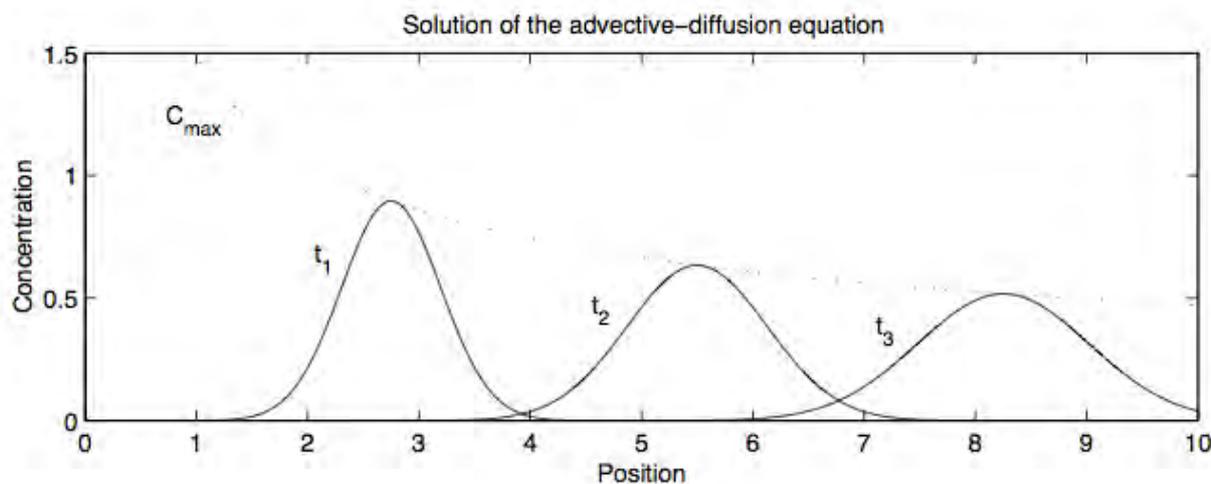


Figura 4.6.5 - Rappresentazione schematica delle soluzioni dell'equazione di avvezione diffusione in forma monodimensionale: la linea tratteggiata rappresenta nel grafico l'andamento del valore massimo di concentrazione che si muove con la zona contaminata secondo il flusso dell'acqua

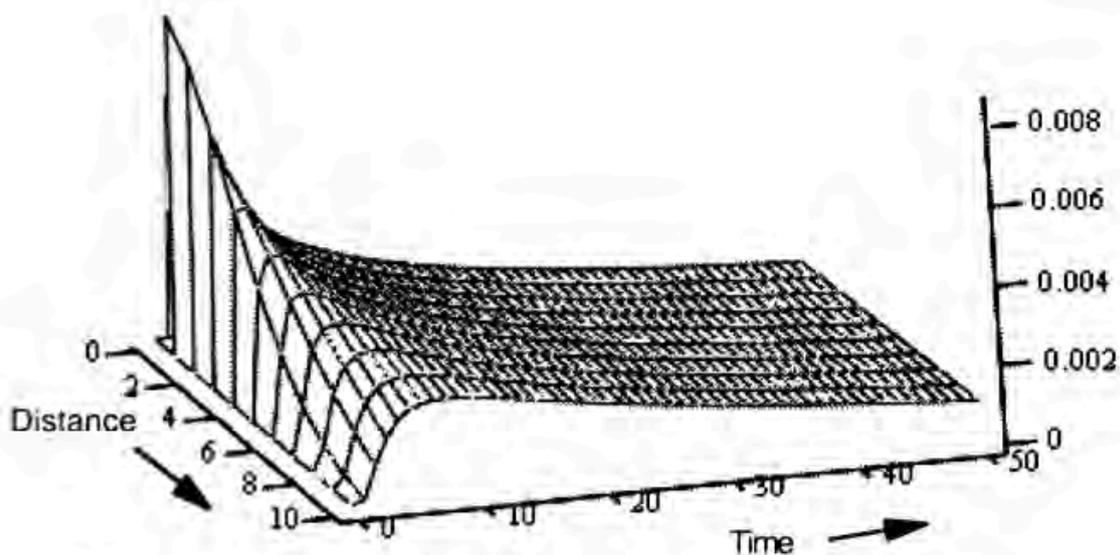


Figura 4.6.6 - Evoluzione spazio temporale della concentrazione di inquinante

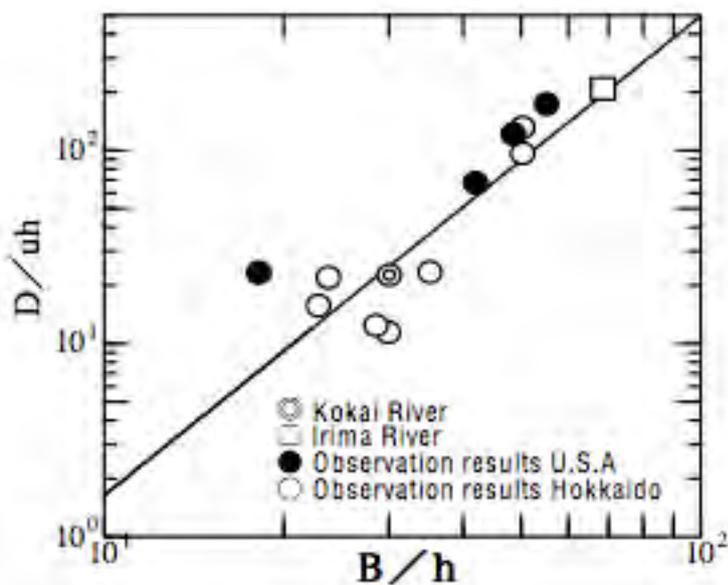


Figura 4.6.7 - Rappresentazione dei dati sperimentali del coefficiente di dispersione con il rapporto ampiezza altezza media per alcuni fiumi. Dall'analisi di questi dati è stata definita la correlazione per la stima del coefficiente di diffusione (nel caso di fiumi o canali) riportata nel paragrafo precedente.

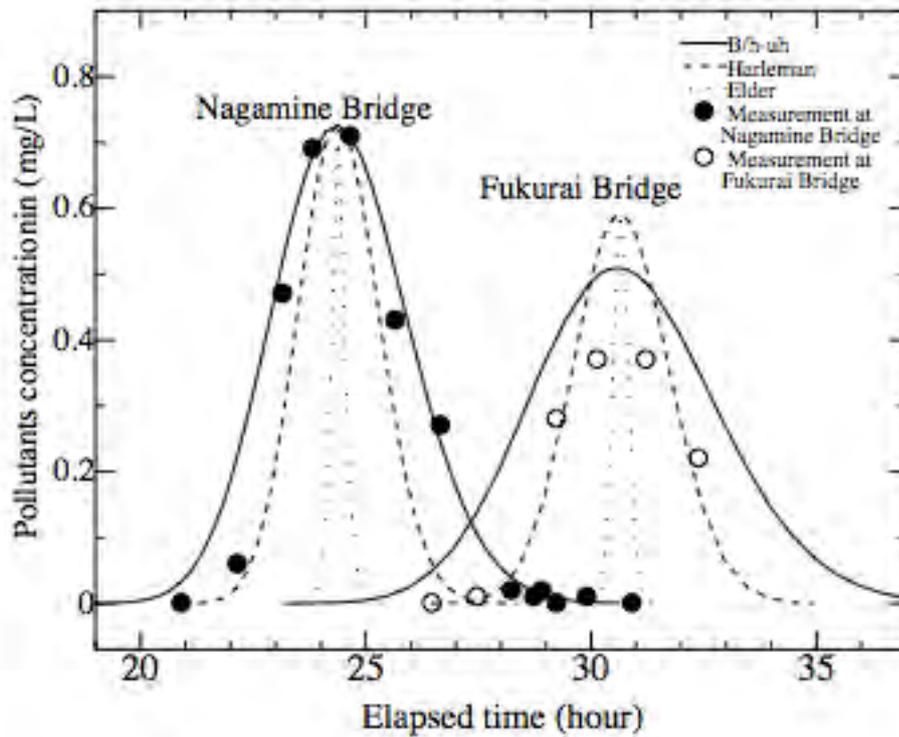


Figura 4.6.8 - Confronto dei risultati analitici con dati campionati sul fiume Kokai in Giappone. La linea continua rappresenta i risultati ottenuti utilizzando il coefficiente di diffusione proposto nel testo le altre linee tratteggiate rappresentano i risultati dell'adozione di valori di diffusione derivati da altre correlazioni.

River name	Measurement			Elder		Harleman		B/h-uh	
	$u \cdot h$	D	$D/u \cdot h$	$D1$	$D1/u \cdot h$	$D2$	$D2/u \cdot h$	$D3$	$D3/u \cdot h$
Kokai	0.0193	10.20	528.5	0.110	5.93	4.32	224	12.01	622.1
Irima	0.0183	33.79	1846.4	0.109	5.93	4.10	224	33.81	1847.5
Atsubtsu	0.0501	3.28	65.6	0.297	5.93	11.22	224	6.67	133.1
	0.0490	3.74	76.3	0.291	5.93	10.99	224	6.73	137.2
	0.0539	5.45	101.0	0.320	5.93	12.08	224	8.40	155.7
Kimobetsu	0.0154	13.85	899.1	0.091	5.93	3.44	224	9.78	636.8
	0.0223	15.48	692.9	0.132	5.93	5.00	224	14.61	654.0
Shimamatsu	0.0180	2.86	158.4	0.107	5.93	4.04	224	1.69	93.4
	0.0245	2.96	120.6	0.146	5.93	5.50	224	2.43	99.0

Tabella 4.6.2 - Confronto tra valori misurati del coefficiente di diffusione e valori determinati mediante l'applicazione di modelli di calcolo per alcuni fiumi giapponesi. D3 rappresenta il valore determinato con la relazione proposta nel testo.

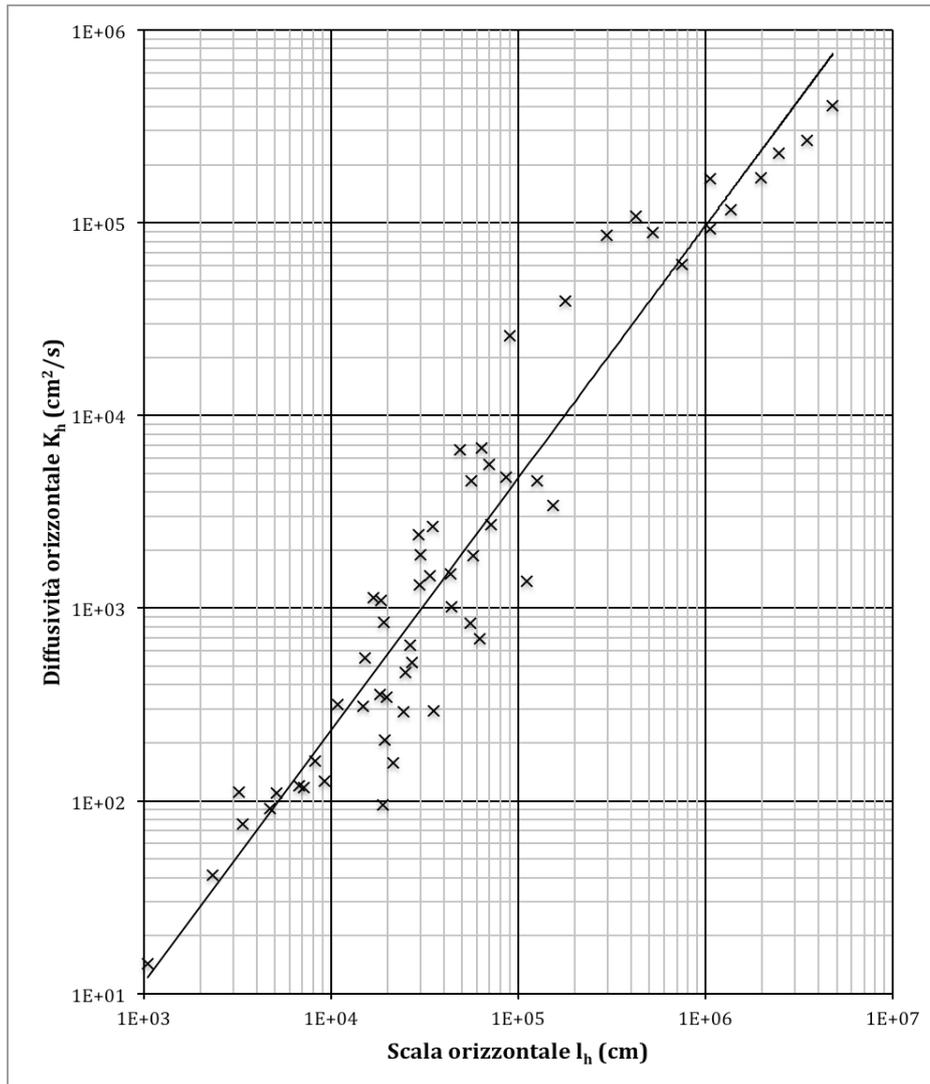


Figura 4.6.9 - Coefficiente di dispersione turbolenta orizzontale in funzione della dimensione della “chiazza”. Tratto da: Kullenberg G. “An Experimental and Theoretical Investigation of the Turbolent Diffusion in the Upper Layer of the Sea“. University of Copenhagen, 1974.

5. INTERVENTI DI PREVENZIONE E DI MITIGAZIONE DELLE CONSEGUENZE PER RILASCI DI SOSTANZE PERICOLOSE IN ACQUE SUPERFICIALI

5.1 Risultanze dell'analisi dell'esperienza storica di incidenti rilevanti occorsi in impianti industriali

Un'analisi critica e sistematica dell'esperienza storica riguardante eventi incidentali rilevanti coinvolgenti sostanze pericolose per l'ambiente non può prescindere dalla considerazione dei seguenti elementi fondamentali:

- aspetti caratteristici dell'evento, quali:
 - peculiarità di siti ed attività coinvolte;
 - tipologie di sostanze rilasciate (proprietà fisico-chimiche ed eco-tossicologiche, caratteristiche di pericolosità e di rischio connesse all'utilizzo, ecc.);
 - componenti ambientali maggiormente interessate ed eventuale persistenza in esse di inquinanti. Nella presente trattazione è in particolar modo approfondita la problematica relativa ai corpi idrici superficiali;
- valutazione quali-quantitativa dei danni arrecati all'ambiente, anche ai fini di una stima economica degli interventi da porre in atto.

Tale aspetto risente di una serie di difficoltà oggettive, derivanti, tra gli altri, dalla eterogeneità delle informazioni evidenziate ai punti precedenti in merito a:

- sostanze coinvolte, cause, componenti ambientali potenzialmente soggette a contaminazione;
- individuazione dei dati ecotossicologici rilevanti per i diversi inquinanti (l'evoluzione ambientale ed ecologica della maggior parte delle sostanze non è completamente nota);
- esposizione degli organismi agli inquinanti dettata dalle componenti fisiche, chimiche e biologiche dell'ambiente;
- interazioni delle specie biologiche.

È in ogni caso possibile trarre alcuni elementi di interesse dall'analisi dell'esperienza storica di incidenti chimici occorsi coinvolgenti, in particolare, sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente, avendo a riferimento, tra gli altri, le informazioni disponibili nella banca dati ISPRA e nei data-base di rilevanza internazionale, tra i quali quali MARS - *Major Accident Reporting System*, MHIDAS - *Major Hazards Incident Data Service*, Banca Dati OECD - *Organisation for Economic Co-operation and Development*, ecc.

Relativamente alla tipologia di eventi incidentali, occorre porre l'attenzione su:

- sversamenti diretti, i cui effetti ambientali, con specifico riferimento alla matrice idrica superficiale, risultano considerevoli ma più facilmente controllabili;
- incendi, in cui la contaminazione si estende a molteplici componenti ambientali, ivi inclusi i corpi idrici superficiali, rendendo più difficoltosa la prevenzione e protezione della matrice ambientale interessata.

Con riferimento a sostanze e preparati pericolosi coinvolti e quantitativi rilasciati in seguito ad eventi, si evidenziano alcuni elementi e caratteristiche di rilievo:

- in caso di presenza di sostanze in forma gassosa e/o liquida caratterizzate da elevata volatilità, c'è da rilevare la scarsa criticità "ambientale" ad esse connessa, in relazione ai tempi di permanenza limitati nelle componenti ambientali colpite (es. corpi idrici superficiali);
- lo sversamento di alcune sostanze, quali acidi e basi minerali, persistenti in maniera duratura nella matrice suolo, comporta, in caso di acque superficiali, un impatto iniziale seguito da rapida neutralizzazione;
- alcune sostanze, particolarmente pericolose per l'ambiente acquatico, possono presentare un differente comportamento in termini di persistenza nella matrice idrica:
 - cianuri, fenoli e loro composti (molto tossiche), criolite e cumene (tossiche), persistenti nell'ambiente acquatico;
 - solfuro di potassio, sostanza molto tossica ma non persistente in ambiente acquatico;

-
- rilevanza e pericolosità associata alle schiume antincendio, sversate nella matrice idrica in seguito ad evento incidentale caratterizzato da incendi.

La questione della persistenza *in situ* di sostanze e preparati pericolosi risulta di specifico interesse.

Sebbene il tempo richiesto per il recupero dell'ecosistema danneggiato sia direttamente proporzionale al grado di persistenza nel corpo idrico interessato, va ricordato come sostanze ecotossiche ma poco persistenti possono comunque richiedere lunghi tempi di recupero dell'ambiente contaminato in caso di notevole estensione delle conseguenze.

Si prenda a riferimento il caso dei pesticidi, spesso coinvolti in incidenti particolarmente rilevanti: per effetto della loro tossicità in ambiente acquatico e per la loro frequente interazione sinergica con l'ecosistema, danno luogo ad un notevole potenziamento delle conseguenze apportate dall'evento.

Discorso a parte merita il caso di eventi interessati dalla presenza di derivati del petrolio: le conseguenze incidentali sono spesso meno severe di quelle create da altre sostanze pericolose, soprattutto se si considera il fatto che la gestione dell'emergenza conseguente all'evento è generalmente meglio definita rispetto ad altre tipologie incidentali, grazie anche ad una migliore preparazione delle squadre di emergenza (di stabilimento e/o esterne) ad affrontare rilasci di idrocarburi rispetto a quelli di altre tipologie di sostanze chimiche.

Risulta di rilievo, ai fini di un'analisi degli elementi ricavabili dalla esperienza storica di eventi, la casistica riguardante gli incendi occorsi presso stabilimenti industriali, che costituisce una tipologia di "incidenti chimici" da cui è possibile estrapolare una notevole quantità di informazioni circa l'impatto sulle singole componenti ambientali coinvolte, consentendo queste ultime l'effettuazione di analisi ambientali, in fase post-incidentale, molto dettagliate.

Sulla scorta di ispezioni in campo ed analisi approfondite condotte successivamente ad eventi incidentali di incendio, coinvolgenti le sostanze e i preparati chimici più diffusi, è stato possibile reperire in letteratura risultati di un certo interesse.

In caso di incendi chimici, in generale, si evidenziano maggiori difficoltà per la mitigazione delle conseguenze ambientali degli eventi.

I consistenti volumi di acqua e schiume antincendio impiegati per spegnere le fiamme, del resto, rappresentano di per sé una aggravante dello scenario incidentale, comportando sovente un massiccia contaminazione degli *habitat* acquatici, con effetti ambientali generalmente tra i più critici e severi.

Acque e schiume, infatti, una volta assolta la propria funzione di protezione antincendio, possono portare al superamento della capacità dei sistemi di contenimento dei rilasci presenti, provocando la contaminazione di acque e corpi idrici superficiali, spesso accompagnata dalla mobilitazione di ulteriori sostanze inquinanti e la loro successiva dispersione, potenziando gli effetti ambientali dell'evento incidentale.

In allegato F sono riportate le risultanze dell'analisi dell'impatto ambientale degli incidenti rilevanti effettuata sulla base delle informazioni contenute nella banca dati incidenti ISPRA ed interessanti elementi descrittivi relativi ad alcuni recenti eventi incidentali di carattere ambientale occorsi presso stabilimenti industriali a rischio di incidente rilevante in Italia ed all'estero.

5.2 Soluzioni tecniche e procedurali per la prevenzione e per la mitigazione delle conseguenze

Nella parte conclusiva del Rapporto vengono poste all'attenzione alcune misure impiantistico-gestionali che dovrebbero essere poste in atto negli stabilimenti industriali a rischio di incidente rilevante, sia per ridurre la probabilità di rilascio accidentale di sostanze/preparati pericolosi in acque superficiali (misure di prevenzione), sia per contenere il pericolo di propagazione delle sostanze contaminanti (misure di protezione).

Gli elementi proposti in questa sede si configurano nella fattispecie come preliminari e sono rivolti a garantire una protezione dell'ambiente statica o vincolo (area di rispetto) attorno a quegli stabilimenti per i quali, dalle attività di identificazione dei pericoli e valutazione dei rischi di incidente rilevante previste per l'attuazione di un sistema di gestione della sicurezza (e che, per gli stabilimenti soggetti all'art.8 del D.lgs.334/99 e s.m.i., si traducono nell'elaborazione del Rapporto di Sicurezza) i parametri di valutazione utilizzati per l'analisi richiedano la messa in atto di interventi tempestivi ed efficaci in grado di tenere sotto controllo la propagazione di un contaminante.

Ciò è conseguente al fatto che la concomitanza di fattori negativi, quali condizioni impiantistiche pericolose, la prossimità di elementi ambientali vulnerabili agli stabilimenti, elevate velocità di migrazione unite a condizioni idrogeologiche sfavorevoli tali da aumentare il tempo di intercettazione degli inquinanti, può limitare l'efficacia dell'azione di contenimento ed il controllo della propagazione, incrementando il rischio di generare un danno di elevata magnitudo per le acque superficiali e per i bersagli ambientali in continuità idraulica con esse.

Tale situazione non prefigura un giudizio immediato di incompatibilità tra insediamento industriale e territorio circostante, ma evidenzia la necessità, limitatamente a specifiche situazioni critiche, anche sulla base della risultanze dei strumenti di valutazione semplificati proposti in 4.6, di implementare misure di riduzione del rischio o di adottare un approccio di analisi più approfondito, dalle cui risultanze può emergere o meno la necessità di adottare tali misure.

I passi successivi alla valutazione possono configurarsi, in funzione dei relativi esiti, come segue:

- analisi sito specifica limitatamente alle unità logiche risultate critiche. Nella fattispecie acquisizione di un maggiore numero di informazioni volte a permettere l'applicazione di modelli di propagazione dei contaminanti più complessi. Re-iterazione della procedura di valutazione con i dati di propagazione tarati sui contaminanti specifici e sull'effettivo percorso di migrazione;
- miglioramento dei sistemi impiantistici e gestionali e re-iterazione della procedura di calcolo dell'indice di propensione al rilascio in ragione dei miglioramenti apportati;
- nel caso di mantenimento delle condizioni di criticità, pianificazione di una strategia d'intervento, eventuale messa in atto di presidi fissi di contenimento o di monitoraggio volti a permettere il controllo efficace e in tempo reale della propagazione. La pianificazione di una strategia d'intervento dovrà tenere conto dei diversi fattori territoriali che alla luce degli esiti critici dell'analisi delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante risultano per la maggior parte già acquisiti o comunque da approfondire:
 - caratteristiche della sorgente di contaminazione (ubicazione ed estensione dell'area di pertinenza dell'unità logica, attività nuova od esistente), tipologia e quantitativi presunti delle sostanze contaminanti coinvolte;
 - tipologia, localizzazione e distanza del bersaglio sensibile.

La conoscenza di questi dati potrà fornire indicazioni dettagliate in merito alla selezione del miglior tipo di risposta ed alla tipologia di attrezzature necessarie per prevenire e/o fronteggiare una situazione di inquinamento che può condurre in breve tempo a danni rilevanti per l'ambiente; in sostanza tutti gli elementi che andranno a costituire la base informativa per la redazione dei piani di emergenza interni (prevenzione e protezione) ed esterni.

In fase preventiva, la realizzazione di un presidio fisso di protezione garantisce requisiti di massima efficacia, ma può comportare investimenti considerevoli che possono essere giustificati solo da una concreta possibilità di arrecare un danno rilevante all'ambiente. In fase di emergenza conseguente ad uno sversamento

appena verificatosi, in ragione di margini di tempo oggettivamente ristretti, il dimensionamento dovrà essere fatto in maniera empirica in base all'esperienza dei tecnici delle squadre d'intervento ed ai dati disponibili. In questo caso risulteranno determinanti le indicazioni fornite nel piano d'emergenza, in particolare la tempistica e l'efficacia dell'azione di primo contenimento, volta a limitare la migrazione del contaminante verso le acque superficiali.

Si ricorda che la pianificazione di tale attività di valutazione non si prefigura come una misura da adottare per fronteggiare tutte le situazioni di inquinamento (anche perché ciò è già disciplinato dalla normativa in materia di bonifiche), ma si rende necessaria (ed è quindi successiva) solo nei casi in cui gli esiti della analisi del rischio mettano in evidenza una combinazione di componenti di propensione al rilascio e alla propagazione tali da generare, in caso di incidente, una dispersione di sostanze contaminanti potenzialmente capace di produrre un danno rilevante per l'ambiente.

In linea con gli obiettivi del presente Rapporto, di seguito vengono illustrate una serie di misure preventive impiantistico gestionali e di elementi utili per indirizzare le strategie di intervento mirate al contenimento o evitare la propagazione delle sostanze inquinanti nel caso di immissione nelle acque superficiali, desunte dall'attività di valutazione dei Rapporti di Sicurezza effettuata nell'ambito del Sistema agenziale e da attività di ricognizione delle più avanzate esperienze internazionali.

5.2.1 Esiti delle analisi dei Rapporti di Sicurezza

Al fine di poter rendere disponibili ai valutatori informazioni utili per l'espressione del giudizio di adeguatezza delle soluzioni proposte, sulla base delle esperienze maturate nell'ambito del Sistema agenziale:

- a) è stato effettuato da ARPA Sicilia ed ARPA Marche uno *screening* dei Rapporti di Sicurezza (revisione 2005) di attività a rischio di incidente rilevante (art. 8 del D.Lgs. 334/99) e esistenti nel territorio regionale, potenzialmente interessate da eventi di rilascio diretto di sostanze inquinanti in acque superficiali;
- b) in riferimento agli scenari più comuni individuati dall'analisi storica relativa ad incidenti, quasi incidenti e anomalie sono state evidenziate da ARPA Piemonte alcune misure tecniche e gestionali per lo stoccaggio e la movimentazione di sostanze eco-tossiche, anche sulla base di prescrizioni impartite dalle Autorità di Controllo nell'ambito delle istruttorie tecniche effettuate nella regione Piemonte.

La ricerca di cui al punto a) è stata estesa a quelle aziende a rischio di incidente rilevante, il cui contributo in termini di eventuale rilascio, può essere interessante ai fini dello studio, escludendo quelle aziende che non portano contributo per tipologia di sostanza detenuta (es. depositi di GPL, depositi di esplosivi).

Lo studio, in particolare, ha riguardato la ricognizione dei possibili interventi di prevenzione e/o di mitigazione delle conseguenze per l'ambiente, a seguito di sversamento accidentale di sostanze pericolose per l'ambiente, proposti dalle varie aziende negli aggiornamenti 2005 dei Rapporti di Sicurezza.

Nei Rapporti di Sicurezza sono stati riscontrati, in genere, due aspetti ritenuti critici:

- carenza di trattazione specifica e dettagliata degli eventi riguardanti la dispersione in mare. Tutte le aziende che hanno rappresentato l'evento si sono limitate ad una descrizione dei dispositivi (panne galleggianti e attrezzature antinquinamento disponibili) atti a contrastare l'evento. Non viene, in genere, sviluppata, una descrizione di dettaglio delle metodologie utilizzate per l'intervento, dell'indicazione dei dati fisico-chimici che dovrebbero sottendere l'intervento tecnico, di una qualunque disamina dei processi di diffusione che potrebbero avvenire durante l'emergenza;
- compaiono, con caratteristiche di maggiore o minore dettaglio, dipendentemente dalla caratteristica di *expertise* dell'azienda consulente che ha redatto il Rapporto di Sicurezza, analisi per la determinazione di cause e meccanismi di contaminazione del sottosuolo e della falda. Vengono, a tal riguardo, fornite indicazioni circa la presenza nel sito di pavimentazioni e bacini di contenimento, oltre la disponibilità di collegamenti con il sistema fognario e al successivo trattamento delle acque.

Per quanto riguarda i punti sopra citati, appare opportuno sottolineare che per regioni con molti impianti ubicati lungo le coste, la trattazione del possibile fenomeno di sversamento di prodotti pericolosi in mare non può essere trascurata e anzi deve assumere una posizione di rilievo all'interno dello studio di sicurezza; in questi casi l'analisi delle possibili conseguenze incidentali non può prescindere da uno studio specifico che tenga conto (stimandone anche l'incertezza) delle incidenze dei venti, delle correnti e degli altri processi di diffusione che possono determinare il percorso dell'inquinante in mare ed il suo stato durante la permanenza in acqua.

Nelle tabelle 5.2.1/5.2.2/5.2.3 di seguito riportate vengono indicati i dati principali, desunti dai RdS (fonte come detto ARPA Sicilia e ARPA Marche), in termini di:

- 1) misure di prevenzione

-
- 2) misure di mitigazione delle conseguenze per l'ambiente (emergenza)
 - 3) informazioni desunte dai RdS in termini di:
 - a. individuazione del sito industriale;
 - b. indicazione attività svolta;
 - c. indicazione dei sistemi adottati per il contrasto degli sversamenti accidentali di prodotti pericolosi per l'ambiente per interessamento di acque superficiali;
 - d. indicazione di eventuali software o programmi di calcolo utilizzati dall'azienda per lo studio dei fenomeni in oggetto.

Tabella 5.2.1 – Misure di prevenzione

Applicabilità misura di prevenzione	Misure di prevenzione
Generale	Pavimentazione di tutta l'area dello stabilimento con convogliamento, attraverso opportune pendenze, verso dei pozzetti di raccolta per successivo trattamento prima dell'eventuale immissione su corpo idrico
Generale	Bacini di contenimento Sistema fognario con trattamento acque
Generale	Sistema di drenaggio superficiale convogliante la sostanza dispersa in un recipiente a tenuta interrato
Generale	Rilevatori con filo sensibile agli idrocarburi
Tubazioni di collegamento terra-piattaforma a mare	Sistemi di raccolta di eventuali fuoriuscite da accoppiamenti flangiati o da altri punti critici
Tubazioni di collegamento terra-piattaforma a mare	Controlli regolari (almeno una volta all'anno) con <i>pig</i> intelligente o con mezzo alternativo che preveda il controllo sistematico di tutti i punti delle tubazioni di collegamento terra-piattaforma a mare
Collegamento condotta nave-punto di attacco	Sistemi di chiusura d'emergenza (<i>breakaway</i>) in caso di improvviso ed imprevisto distacco della condotta della nave dal punto di attacco (per colpo di pressione, errata manovra, non perfetta tenuta, etc.)
Pontile	Pavimentazione pontile e cordoli e/o bacino di contenimento che contenga almeno in parte l'eventuale fuoriuscita di prodotto o acqua sporca

Tabella 5.2.2 - Misure di mitigazione delle conseguenze per l'ambiente e tempi di intervento

Applicabilità misura di emergenza	Misure di mitigazione delle conseguenze per l'ambiente	Tempi di intervento	
		Giorno	Notte
Generale	Stesura di panne galleggianti per circoscrivere lo sversamento	Mare: Individuazione della chiazza, comunicazione alla Capitaneria di porto che decide come procedere, intervento (mediamente nell'ordine dell'ora)	Mare: le operazioni sono le stesse che si svolgono di giorno ma la tempistica è influenzata dalla difficoltà di notte di individuare con chiarezza la perdita e di contenerla
Generale	Spaghetti e cuscini assorbenti		
Generale	Panne galleggianti + monitori idroschiuma		
Non applicabile in caso di corpo ricettore sensibile (da valutare caso per caso)	Prodotti disperdenti in fusti	Fiume: Segnalazione di perdita, ricerca del punto a valle dell'immissione dell'inquinante per intercettare la perdita, intervento (può richiedere da alcuni minuti a qualche ora in considerazione delle caratteristiche della perdita (quantità e tipo di inquinante) e delle caratteristiche del corpo ricettore (portata e percorso) e della difficoltà di trovare un punto di intercettazione	Fiume: le operazioni sono le stesse che si svolgono di giorno ma la tempistica è influenzata dalla difficoltà di notte di individuare con chiarezza la perdita e di contenerla
Scarico in pubblica fognatura	Sistema di emergenza anti-sversamento ossia sistema di intercettazione da azionarsi in caso di sversamenti accidentali con commutazione dalla rete fognaria ad una vasca di raccolta	Il tempo minimo necessario per individuazione dello sversamento e azionamento del sistema di intercettazione	Il tempo minimo necessario per Individuazione dello sversamento e azionamento del sistema di intercettazione

Tabella 5.2.3 - Sistemi di contrasto adottati per sversamenti di prodotti in fase liquida che possono coinvolgere e strumenti di valutazione delle conseguenze ambientali

Provincia	Attività	Valutazione delle conseguenze ambientali		
		Sistemi di contrasto adottati per sversamenti di prodotti in fase liquida che possono coinvolgere:		Programma di calcolo
		falde acquifere	mare	
Caltanissetta	Stabilimento Petrolchimico	Bacini di contenimento Pozzetti di drenaggio	no	Aloha
Caltanissetta	Raffinazione petrolio	Sistema fognario di raffineria e pozzetti sifonati	no	Aloha (EPA) Chems (ADL) Effect (TNO) Fred (Shell) Sirio (Eidos)
Messina	Raffinazione petrolio	Bacini di contenimento Sistema fognario con trattamento acque	Società esterna Addetta al contenimento e disinquinamento con panne galleggianti - attrezzature antiquinamento	Metodo parametrico DRASTIC - SINTACS (falde); Phast 6.42
Messina	Impianti di trattamento	No	No	No
Palermo	Deposito oli minerali	Bacini di contenimento Sistema fognario con trattamento acque	panne galleggianti - attrezzature antiquinamento	Phast
Palermo	Deposito oli minerali	Bacini di contenimento Sistema fognario con trattamento acque	Soc. est. Addetta al contenimento e disinquinamento Prodotti disperdenti in fusti Panne galleggianti	Effect 4.0 (TNO)
Palermo	Distillazione	Bacino di contenimento	no	Whazan II Phast DNVTechnica Degadis/Degatec Tecs/Gri
Ragusa	Deposito sostanze tossiche	Bacino di contenimento Sistema di drenaggio superficiale convogliante la sostanza dispersa in un recipiente a tenuta interrato	no	Aloha Arcie (incendi)
Siracusa	Raffinazione petrolio Deposito oli minerali	Sistema fognario di raffineria e pozzetti sifonati	Barriere fisiche e panne galleggianti Trincee drenanti con pompa di recupero	HSSM (falde) GNOME (General Noaa Oil Modeling Environment – Mare); EVAPORATION (tno); EFFECTS HGSYSTEM 3.0 (disp atm.).

Provincia	Attività	Valutazione delle conseguenze ambientali		
		Sistemi di contrasto adottati per sversamenti di prodotti in fase liquida che possono coinvolgere		Programma di calcolo
		falde acquifere	mare	
Siracusa	Stabilimento chimico e petrolchimico	Bacino di contenimento Sistema fognario	panne galleggianti	Whazan II; Effects.
Siracusa	Raffinazione petrolio	Cordolature Pavimentazione e pendenze Bacini di contenimento Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario di raffineria	Panne galleggianti Attrezzature per le operazioni sui bassi fondali Sostanze disperdenti Emulsionanti e sgrassanti Skimmer per il recupero del prodotto Panne e tappeti assorbenti Spaghetti e cuscini assorbenti	PHAST 6.42 Professional della DNV Technica; EFFECTS 5.4 - TNO Institute of Environmental Sciences; HSSM (Hydrocarbon Spill Screening Model) – US EPA (United States Environmental Protection Agency).
Siracusa	Raffinazione petrolio	Cordolature Pavimentazione e pendenze Bacini di contenimento Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario di raffineria	Panne galleggianti + monitori idroschiuma n. 32 rilevatori con filo sensibile agli idrocarburi	PHAST 6.42 Professional DNV Technica; WHAZAN II (DNV Technica); EFFECTS 5.4 (tno); HSSM (Hydrocarbon Spill Screening Model) – USEPA.
Siracusa	Imp. IGCC -SDA	Cordolature Pavimentazione e pendenze Bacini di contenimento Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario	No	Metodo indicizzato Apat-VVF; HSSM (hydrocarbon spill screening model)
Siracusa	Stabilimento chimico e petrolchimico	Cordolature Pavimentazione e pendenze Bacini di contenimento Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario	No	WHAZAN II (DNV Technica); EFFECTS 2 (TNO) HSSM (hydrocarbon spill screening model) GNOME (General NOAA Oil Modeling Environment– Mare);
Ancona	Raffinazione petrolio e IGCC	Cordolature Pavimentazione e pendenze Bacini di contenimento Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario Programma di ispezione e manutenzione	Controlli regolari tubazioni a mare Sistemi di chiusura d'emergenza (breakaway) per imprevisto distacco condotta nave/attacco Prodotti disperdenti in fusti Panne galleggianti e/o assorbenti	PHAST; WHAZAN; Automated Data Inquiry for Oil Spills (ADIOS2) General NOAA Oil Modelling Environment (GNOME)

Provincia	Attività	Valutazione delle conseguenze ambientali		
		Sistemi di contrasto adottati per sversamenti di prodotti in fase liquida che possono coinvolgere		Programma di calcolo
		falde acquifere	mare	
Ancona	Estrazione semi oleosi	Pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario	no	Non specificato
Ancona	Deposito gpl	Pavimentazione e pendenze verso fossa di raccolta	no	Non specificato
Ancona	Deposito gpl	Pavimentazione e pendenze verso bacino di raccolta	no	Non specificato
Ancona	Deposito gpl	Sistemi di contenimento con convogliamento a fossa di raccolta		WHAZAN
Ascoli Piceno	Deposito gpl	Pavimentazioni con pendenze Muretti di contenimento Fossa di raccolta	no	WHAZAN
Ascoli Piceno	Impianto chimico	Bacino contenimento Pavimentazione con pendenze e canalette di raccolta Sistema fognario	no	Analisi storica : - MARS (Major Accident Reporting System) - MHIDAS (Major Hazard Incident Data Service), HSE (Health & Safety Executive, UK)
Pesaro- Urbino	Deposito oli minerali	Muretti di contenimento	Soc est. Addetta al contenimento e disinquinamento Sistemi di chiusura d'emergenza (breakaway) per imprevisto distacco condotta nave/attacco	Banche dati (OREDA, ENI, RMC, RIJNMOND, SIGTTO) elaborazione con LOGAN for WINDOWS

Relativamente al punto b) di seguito vengono riportate, a titolo esemplificativo, le misure di prevenzione tecniche e gestionali individuate da ARPA Piemonte per lo stoccaggio e la movimentazione di sostanze ecotossiche, anche sulla base di prescrizioni impartite dalle Autorità di Controllo nell'ambito delle istruttorie tecniche effettuate nella regione Piemonte.

MISURE PREVENTIVE TECNICHE

Stoccaggio in serbatoio

Sistemi di controllo automatici del livello. Segnalazioni di alto e altissimo livello, indipendenti fra loro, con blocco automatico delle pompe di trasferimento per altissimo livello e chiusura delle valvole motorizzate di ingresso prodotto a serbatoio.

Serbatoi di emergenza. Possibilità di travaso in emergenza del prodotto da un serbatoio ad un altro, oppure verso altri impianti simili della zona, attraverso comandi remoti di apertura/chiusura valvole e avviamento delle pompe. I sistemi motorizzati di manovra nonché le stesse valvole devono essere in grado di mantenere la propria efficienza anche se sottoposti al cimento termico collegato al massimo evento incidentale prevedibile.

Bacini di contenimento per i serbatoi fuori terra.

1. Caratteristiche strutturali:

- pavimentazione impermeabilizzata
- altezza del muro di contenimento tale da permettere il contenimento di una quantità di sostanza pari a quella contenuta nel serbatoio o serbatoi più un surplus dovuto alla eventuale presenza di acqua meteorica;
- rapido drenaggio dei liquidi fuoriusciti verso caditoie opportunamente dimensionate collegate alla rete fognaria a servizio dello stabilimento e convogliate al sistema trattamento acque;

2. verifica che la capacità di tutti i bacini di contenimento sia effettivamente sufficiente a contenere un volume di liquido almeno pari a quello corrispondente allo stoccaggio di dimensioni maggiori, tenuto conto della presenza di eventuali ingombri (tubazioni, basamento degli stessi serbatoi, pompe, filtri, etc.).

3. Sistemi di rilevazione presenza di liquidi (idrocarburi).

Sistemi di contenimento e rilevazione perdite dai serbatoi interrati.

Adozione di uno dei seguenti requisiti costruttivi:

- doppia parete e sistema di monitoraggio in continuo dell'intercapedine;
- parete singola metallica o in materiale plastico all'interno di una cassa di contenimento in calcestruzzo impermeabilizzato e con monitoraggio in continuo delle perdite.

Movimentazione

Aree travaso

1. utilizzo di superfici adatte allo stazionamento dei mezzi, pavimentate e impermeabili, cordolate, con pendenze o grigliature verso serbatoi o vasche di raccolta non connessi direttamente con la rete fognaria;
2. adozione di sensoristica per la rilevazione delle perdite;
3. installazione di un sistema automatico di blocco delle pompe di trasferimento qualora il posizionamento del braccio di carico non sia avvenuto correttamente (e non sia garantita la continuità elettrica dell'automezzo con l'impianto di messa a terra).
4. installazione di sonde antitrabocco sui bracci di carico in grado di bloccare il flusso in caso di alto livello;
5. realizzazione di idonee protezioni dei bracci di carico dagli urti accidentali con le autobotti in transito in caso di errata manovra.

Sala pompe e compressori. Presenza di pressostati di massima e di minima pressione a monte e a valle delle pompe di trasferimento nonché di pozzetti di raccolta spanti.

Tubazioni

1. Installazione di valvole di sezionamento motorizzate sulle linee di ricezione/aspirazione prodotto ai/dai serbatoi;
2. inserimento sulle linee di valvole di sezionamento, guarnizioni in teflon e premistoppa, nonché di pressostati e blocco pompa per alta pressione nelle tubazioni;
3. adozione di idonei provvedimenti sia di tipo impiantistico che procedurali atti a ridurre il pericolo di danneggiamento delle tubazioni aeree che interessano in vari punti la viabilità interna, oltre a quelli già previsti al punto 3 dell'appendice III del D.M. 20/10/98 (protezione dagli urti di mezzi mobili, consenso alle operazioni di sollevamento di carichi pesanti e all'accesso di autogrù solo con tubazioni intercettate, adozione di un adeguato sistema di ispezioni).
4. Installazione di un sistema di rilevatori di idrocarburi nelle trincee delle tubazioni, valutandone numero e collocazione in funzione del rischio di rilascio. Se la ricezione avviene anche tramite oleodotto, adozione di soluzioni impiantistiche e/o gestionali per garantire la rilevazione di perdite lungo di esso e la tempestiva segnalazione in raffineria.
5. Adozione di idonei provvedimenti di tipo impiantistico atti a ridurre il pericolo di danneggiamento delle tubazioni sotterranee, quali, ad esempio le guarnizioni in teflon.
6. installazione di sistemi motorizzati di manovra, nonché valvole in grado di mantenere la propria efficienza anche se sottoposti al cimento termico collegato al massimo evento incidentale prevedibile.

Apparecchiature di processo: le vasche galvaniche

1. Munire le vasche di adeguati sistemi di indicatore di livello con allarme di alto livello di tipo acustico e visivo che agisce con un blocco sulle pompe di carico.
2. Dotare le vasche di un bacino di contenimento avente un volume adeguato a contenere tutto il liquido che potenzialmente può essere versato.

Sistemi di raccolta degli sversamenti accidentali

- installazione di sistemi per la raccolta del prodotto accidentalmente sversato che non sia direttamente connesso con la rete fognaria.

Sistema di raccolta delle acque di lavaggio

Per questo aspetto si fa riferimento al Regolamento adottato dalla Regione Piemonte D.P.G.R. 20 febbraio 2006, n. 1/R recante: "Disciplina delle acque meteoriche di dilavamento e delle acque di lavaggio di aree esterne"

Il Regolamento regionale D.P.G.R. 20 febbraio 2006 n. 1/R regola:

- a) lo scarico delle acque meteoriche di dilavamento provenienti da reti fognarie separate;
- b) l'immissione delle acque meteoriche di dilavamento provenienti da altre condotte separate;
- c) le immissioni delle acque meteoriche di dilavamento provenienti da opere e interventi soggetti alle procedure di valutazione di impatto ambientale (VIA);
- d) l'immissione delle acque di prima pioggia e di lavaggio delle aree esterne.

In particolare la formazione, il convogliamento, la separazione, la raccolta, il trattamento e l'immissione nel recapito finale delle acque di prima pioggia e di lavaggio sono soggetti alle disposizioni del presente capo qualora provengano dalle superfici scolanti di insediamenti ed installazioni in cui si svolgono o siano insediati:

- le attività di cui all'allegato I del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59 (Attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento);
- le attività di distribuzione del carburante;
- **gli stabilimenti di lavorazione di oli minerali non rientranti nelle fattispecie di cui alla lettera a) ed i depositi per uso commerciale delle stesse sostanze;**
- i centri di raccolta, deposito e trattamento di veicoli fuori uso;
- i depositi, i centri di raccolta, trattamento e trasformazione dei rifiuti e le discariche non rientranti nelle attività di cui alla lettera a);
- le aree intermodali destinate all'interscambio di merci e materiali.

Le acque di prima pioggia e di lavaggio devono essere recapitate in ordine preferenziale in pubblica rete fognaria, in acque superficiali, sul suolo o negli strati superficiali del sottosuolo, in assenza di alternative tecnicamente ed economicamente realizzabili anche in rapporto ai benefici ambientali conseguibili. In particolari situazioni di pericolo per l'ambiente, l'autorità competente può richiedere che le acque di prima pioggia e di lavaggio siano trattate come rifiuti, ai sensi della vigente normativa in materia.

L'immissione nei recapiti delle acque di prima pioggia e delle acque di lavaggio è soggetta all'adozione e al mantenimento in buono stato di manutenzione dei sistemi di raccolta e trattamento proposti nel piano di prevenzione e di gestione redatto in conformità alle disposizioni di cui all'allegato A del regolamento ed approvati, con le prescrizioni del caso, dall'autorità competente al controllo degli scarichi.

Allegato A al regolamento: Linee – guida per la redazione del Piano di prevenzione e di gestione

Le previsioni del Piano di prevenzione e di gestione sono correlate alle caratteristiche tipologiche e dimensionali dell'insediamento e delle relative installazioni e, fatte salve diverse prescrizioni tecniche stabilite dalle normative settoriali applicabili, sono formulate tenendo conto dei seguenti criteri generali.

Criteri generali di gestione delle superfici scolanti e dei sistemi di raccolta, convogliamento, stoccaggio e trattamento.

Le superfici scolanti, da rendere impermeabili ove interessate da operazioni dalle quali possa derivare un rischio di inquinamento, sono gestite in modo tale da mantenere senza soluzione di continuità condizioni tali da limitare la contaminazione delle acque di prima pioggia e di lavaggio, provvedendo alla loro pulizia con idonea frequenza.

In caso di versamenti accidentali, la pulizia delle superfici interessate è tempestivamente eseguita a secco o con idonei materiali inerti assorbenti in relazione alla tipologia di materiali sversati; i materiali residui derivati dalle predette operazioni sono smaltiti in conformità alla vigente normativa.

Le acque meteoriche di dilavamento e di lavaggio sono destinate ad una rete di raccolta e convogliamento, munita di un sistema di alimentazione ai successivi trattamenti, che escluda automaticamente le acque di seconda pioggia; tale rete è di norma dimensionata assumendo un coefficiente di afflusso pari a uno per tutte le superfici scolanti.

Le acque di prima pioggia sono di norma accumulate in appositi manufatti dimensionati per contenere un volume, da avviare a successivo trattamento, non inferiore a cinquanta metri cubi per ettaro di superficie scolante.

Le acque di prima pioggia e di lavaggio stoccate nelle vasche di accumulo sono avviate gradualmente ai sistemi di trattamento normalmente in un arco di tempo compreso tra le 48 e le 60 ore successive al termine dell'ultimo evento di pioggia.

I sistemi di trattamento ed i materiali adottati dovranno essere conformi alle disposizioni ed alle normative tecniche nazionali ed internazionali vigenti e dovranno essere realizzati od adeguati utilizzando le migliori tecnologie disponibili

MISURE PREVENTIVE GESTIONALI

Manutenzione

Serbatoi fuori terra.

1. Conduzione di verifiche strutturali (sollecitazione a collaudo, sollecitazione di esercizio, sollecitazione sismica, sollecitazione di schiacciamento delle virole di base, sollecitazione sulla saldatura sul fondo, verifica della verticalità secondo standard API 653), con frequenza commisurata all'anno di installazione ed annotazione dei risultati su apposito registro.
 - Oli minerali. Ulteriori verifiche per i serbatoi a tetto galleggiante:
 - sollecitazione del tetto per peso proprio, carichi accidentali e inefficienza delle casse d'aria;
 - sollecitazione sulla lamiera inferiore dei cassoni del tetto sotto la spinta idrostatica;
 - possibilità di fuoriuscita delle scalette dalle guide in caso di risalita irregolare del tetto, circostanza che potrebbe comportare la perforazione ed il successivo affondamento del tetto stesso.
 - Oli minerali. Ulteriori verifiche per i serbatoi a tetto fisso:
 - sollecitazione del tetto per peso proprio e carichi accidentali;
 - funzionalità delle valvole di respirazione, in modo da poter escludere eventi di implosione.

Bacini di contenimento. Mantenimento dell'integrità della pavimentazione e dei muri di contenimento mediante verifiche periodiche.

Serbatoi interrati

Conduzione di verifiche di integrità strutturale dei serbatoi e prove di tenuta con frequenza commisurata all'anno di installazione ed annotandone i risultati su apposito registro.

Tubazioni

Adozione di idonei provvedimenti atti a ridurre il pericolo di danneggiamento delle tubazioni sotterranee, quali, ad esempio, un adeguato sistema di ispezioni.

Sistemi di raccolta

1. verifica periodica della funzionalità e accessibilità delle valvole manuali di intercettazione dei reparti e sulla linea di immissione nella vasche di raccolta delle acque;
2. verifica periodica dell'effettiva tenuta della rete di raccolta degli spanti e delle acque di lavaggio, con particolare riferimento alle vasche di prima pioggia, dei serbatoi di stoccaggio e delle relative vasche di contenimento;
3. verifica dell'efficacia dell'impianto di trattamento effluenti, con particolare riferimento al corretto dimensionamento in relazione alle portate complessive affluenti, sia in condizioni normali sia in relazione agli eventi incidentali più gravosi, ivi compresi i volumi in caso di attivazione dei sistemi antincendio.

Procedure operative

1. pronta disponibilità delle dotazioni di sicurezza, attrezzature e materiali previsti per il recupero del prodotto accidentalmente sversato, da destinarsi poi allo smaltimento autorizzato;
2. chiusura dei pozzetti di intercettazione della rete fognaria del sito, adottando sistemi alternativi di raccolta dei reflui (vasche, canal-jet o altri sistemi). Per i prodotti con bassa volatilità, qualora vengano installati pozzetti di raccolta con indicatori di livello e allarme, garantire il rapido convogliamento del liquido nel pozzetto, l'isolamento di quest'ultimo verso l'esterno ed il funzionamento del sistema di rilevazione e allarme, anche attraverso specifiche procedure gestionali.

Ulteriori misure gestionali

Assicurare che la gestione dello stabilimento sia commisurata con i pericoli di incidente rilevante previsti dalla analisi dei rischi attraverso l'adozione di una politica di prevenzione degli incidenti rilevanti e

l'attuazione del sistema di gestione della sicurezza, come richiesto dall'art.7 del D.Lgs. 334/99 e s.m.i.. Nell'ambito della predetta gestione, rivolgere particolare attenzione a:

1. verifica del rispetto di tutta la normativa in materia di sicurezza;
2. informazione, formazione e addestramento dei lavoratori in situ;
3. rilascio di permessi di lavoro per le operazioni di manutenzione, con particolare cautela per i lavori a caldo;
4. apposizione di opportuna segnaletica identificativa sui serbatoi di stoccaggio e sulle tubazioni, conforme alle norme sull'etichettatura, anche al fine di ottimizzare l'intervento di eventuali operatori esterni al verificarsi di un'emergenza;
5. regolamentazione della circolazione in sicurezza degli automezzi all'interno dello stabilimento
6. miglioramento delle procedure di stoccaggio, manipolazione e movimentazione delle sostanze pericolose;
7. programmazione delle attività di controllo della disponibilità e funzionalità delle apparecchiature critiche ai fini dei rischi di incidente rilevante, incluse le prove periodiche dei sistemi antincendio;
8. gestione di tutte le emergenze prevedibili, attraverso la predisposizione di un Piano di Emergenza Interno.
9. qualora fosse previsto il supporto da parte di imprese specializzate per il recupero degli spanti, verifica dei tempi di intervento affinché siano tali da garantire l'effettiva tutela delle matrici ambientali, con particolare attenzione alla falda acquifera, soprattutto se destinata ad usi civili.

5.2.2 Ricognizione delle principali metodologie d'intervento e delle tipologie di prodotti impiegati in risposta all'emergenza in caso di sversamenti in acque superficiali

In Allegato G vengono riportati gli esiti di una ricognizione ragionata delle principali metodologie e tecniche d'intervento e dei prodotti utilizzati in risposta all'emergenza in caso di sversamenti in acque superficiali di sostanze pericolose per l'ambiente.

Partendo, poi, dal raffronto delle tecniche di prevenzione e di mitigazione delle conseguenze incidentali conosciute, con situazioni "reali" di gestione degli eventi incidentali, sulla scorta delle informazioni riportate nel presente rapporto relativamente alla casistica incidentale di rilievo analizzata (vedi allegato F), si è tentato di schematizzare le possibili azioni mirate alla gestione delle prime fasi dell'emergenza ambientale conseguente allo sversamento di sostanze pericolose in acque superficiali.

ALLEGATO A

ELEMENTI AMBIENTALI VULNERABILI IN REGIONE PIEMONTE – ACQUE SUPERFICIALI

Ai fini della determinazione della rilevanza delle situazioni potenziali che possono determinare un rilascio significativo sulle acque superficiali, è stata effettuata una ricognizione delle sostanze pericolose per l'ambiente presenti presso gli stabilimenti a rischio di incidente rilevante presenti in Regione Piemonte.

In particolare è stata posta l'attenzione alla tipologia di sostanze e preparati pericolosi ascrivibili alla seguente classificazione, ai sensi dell'Allegato I del D. Lgs. 334/99 e s.m.i.:

1. prodotti petroliferi (parte 1);
2. categorie 9i) e 9ii) relative alle sostanze pericolose per l'ambiente in combinazione con le seguenti frasi che descrivono il rischio (parte 2):
 - R50: "Molto tossico per gli organismi acquatici" (compresa frase R 50/53);
 - R51/53: "Tossico per gli organismi acquatici; può causare effetti negativi a lungo termine nell'ambiente acquatico".

Le informazioni in merito alla presenza di tali sostanze e preparati sono state desunte esaminando le notifiche ex articolo 6 del D.Lgs.334/99 e s.m.i. presentate dai gestori degli stabilimenti elencati nel Registro regionale delle aziende "Seveso" (aggiornato al febbraio 2012), in cui risultano complessivamente n. 103 stabilimenti (di cui n. 55 soggetti agli articoli 6 e 7 del citato decreto e n. 48 soggetti agli articoli 6, 7 e 8).

I dati sono stati in seguito filtrati in base a considerazioni inerenti la significatività della presenza di sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente negli stabilimenti, ritenendo utile stabilire, quale "soglia minima significativa", la quantità di 10 t.

L'analisi è proseguita valutando la relazione di prossimità esistente tra i n. 28 stabilimenti a rischio di incidente rilevante, individuati sulla base dei criteri sopra esposti, e i ricettori ambientali rappresentati dalle acque superficiali, considerando una distanza pari a 100 metri.

L'individuazione degli elementi ambientali vulnerabili (acque superficiali) presenti sul territorio, nonché la loro caratterizzazione, è stata effettuata sulla base dei dati in possesso della scrivente struttura di Arpa.

Nella tabella 1 sono riportati i risultati dell'indagine svolta; in grassetto sono evidenziati gli elementi ambientali vulnerabili – acque superficiali – che risultano confinanti con stabilimenti a rischio di incidente rilevante.

Tabella A.1 - Elementi ambientali vulnerabili (acque superficiali) in Regione Piemonte

Nome elemento ambientale	n. stabilimenti	Comune (Pr.)	Quantità sostanze ¹ [t]	Note
Bendola	1	Volpiano (TO)	641570	
Bealera di Robassomero	1	Robassomero (TO)	624	
Canale Cirla	1	Gravellona Toce	76	
Canale Regina Elena	1	Cameri	93	Parco naturale "Valle del Ticino"
Cavo ferri	1	Suno (NO)	37	
Corsaglia	1	San Michele Mondovì (CN)	150	
Gambrolo	1	Luserna San Giovanni (TO)	15	
Lagna	1	San Maurizio d'opaglio (NO)	33	
Malone	1	Chivasso	25935	
Naviglio Sforzesco	2	Treccate (NO)	1623152	Parco naturale "Valle del Ticino"
Naviglio Langosco	2	Treccate (NO)	1623152	Parco naturale "Valle del Ticino"
Ovesca	1	Villadossola (VB)	409	
Rio delle vacche	1	Predosa (AL)	2450	
Rio Lovassina	1	Bosco Marengo (AL)	1881	
Rio Marmazza	1	Pieve Vergonte (VB)	12580	
Rio Olla	1	Volpiano (TO)	641570	
Rio Rastello	1	Magliano Alpi (CN)	3903	
Roggia Zanetti	1	Cameri	93	
Scriveria	1	Arquata Scrivia (AL)	219858	
Strona	2	Omegna, Gravellona Toce (VB)	314	
Stura di Lanzo	1	Robassomero (TO)	624	
Tanaro	1	Garessio (CN)	293	
Terdoppio	1	Novara	665	
Ticino	1	Marano Ticino (NO)	768	Parco naturale "Valle del Ticino"

¹ Le quantità indicate si riferiscono ai "prodotti petroliferi" e alle categorie 9i e 9ii di cui di cui all' Allegato I al D.Lgs.334/99 e s.m.i., parte 1 e 2

ALLEGATO B

Proprietà chemio dinamiche significative per la caratterizzazione del comportamento delle sostanze rilasciate in acque superficiali

Le tabelle riportate nel seguito contengono i valori delle proprietà chemio-dinamiche individuate per sostanze e preparati pericolosi per l'ambiente presenti negli stabilimenti a rischio di incidenti rilevanti sul territorio nazionale in quantitativi superiori alle 10 tonnellate.

Tali dati, differenziati in due macroelenchi per i prodotti "R50 (compresa R50/53) – 9.i" e "R51/53 – 9.ii", riportano, con specifico riferimento al comportamento in caso di sversamento in corpi idrici superficiali in seguito a rilasci incidentali:

- Caratterizzazione sostanze in base ai valori di solubilità (Water solubility)
- Caratterizzazione sostanze in base ai valori di volatilità (Vapour pressure)
- Caratterizzazione sostanze in base ai valori coefficiente ottanolo/acqua – tendenza a bioaccumulare (LogKow)
- Caratterizzazione sostanze in base ai valori del Coefficiente di assorbimento per il carbonio organico, ripartizione fra suolo e acqua - mobilità (LogKoc)

Tabella B.1- Prodotti "R50 (compresa R50/53) – 9.i"

N.	Sostanza	N. CAS	Water solubility [g/l]: Solubilità	Vapour pressure [Pa]: Volatilità	Coeff. Ott/Acqua (Log Kow): Tendenza a bioaccumulare	Ass.Org. (Log Koc): Mobilità
1	2,4-DICLORO-3,5-DINITRO-BENZOTRIFLUORURO	29091-09-6	2.27 x 10 ⁻³ : molto bassa	3.62 x 10 ⁻³ : bassa	3.88: media	3.651: bassa
2	2,6 DCP TFMA (2,6-DICLORO-4-TRIFLUOROMETIL ANILINA)	24279-39-8	4.38 x 10 ⁻² : bassa	1.69: media	3.33: media	2.941: media
3	2 ETIL ESIL TIOGLICOLATO	7659-86-1	6.91 x 10 ⁻³ : molto bassa	2.37 x 10 ⁻⁴ : bassa	3.86: media	4.537: immobile
4	4 CLORO 2 TOLUIDINA	3165-93-3	9.539 x 10 ⁻¹ : media	4.32: media	2.27: bassa	2.079: media
5	4-CLORO-3,5-DINITRO-BENZOTRIFLUORURO	393-75-9	5.415 x 10 ⁻² : bassa	5.08 x 10 ⁻² : bassa	2.50: media	3.42: bassa
6	4 TERT-OTTILFENOLO	140-66-9	1.9 x 10 ⁻² : bassa	2.1 x 10 ⁻¹ : media	4.12: alta	4.25: immobile
7	6 PPD	793-24-8	1.879 x 10 ⁻³ : molto bassa	6.57 x 10 ⁻⁴ : bassa	4.68: alta	4.843: immobile
8	8 DECILAMMINA / AMMINE GRASSE	124-30-1	insolubile	5.86 x 10 ⁻³ : bassa	7.7: altissima	5.5: immobile
9	ACIDO ACRILICO	79-10-7	1 x 10 ⁺³ : molto alta	4.13 x 10 ⁺² : molto alta	0.35: bassissima	1.633: alta
10	ACIDO CROTONICO	107-93-7	1 x 10 ⁺³ : molto alta	3.3 x 10 ⁺¹ : media	7.2 x 10 ⁻¹ : bassissima	3.45 x 10 ⁻¹ : altissima
11	ACIDO PERACETICO	79-21-0	1 x 10 ⁺³ : molto alta	3.240 x 10 ⁺³ : alta	-1.07: bassissima	6.31 x 10 ⁻¹ : altissima
12	ADIPRENE RFB	(Nota 1)	2.553: alta	3.85 x 10 ⁻⁴ : bassa	1.36: bassa	3.097: bassa
13	AFIDINA / FENITROTION / ROTIOFEN 50	122-14-5	3.8 x 10 ⁻² : bassa	7.19 x 10 ⁻³ : bassa	3.16: media	2.4: media
14	ALCHEM 123 / ALCOOL ALLILICO	67762-41-8	2.9 x 10 ⁻³ : molto bassa	1.9 x 10 ⁺¹ : media	4.8: alta	3.12: bassa
15	ALCOL ISO-TRIDECILICO / EXXAL 13	68526-86-3	5.8 x 10 ⁻³ : molto bassa	1 x 10 ⁺¹ : media	4.2: alta	3.99 (calc.): bassa

						(Nota 2)
16	ALCOL LAURILICO	112-53-8/ 203-982-0	4 x 10-3: molto bassa	2.2 x 10-2: media	5.06: elevata	4.17: immobile
17	ALCOLI C12-C15 ETOSSILATI E POLIETOSSILATI (GRASSI)	68002-97-1	emulsiona	N.D. (Nota 3)	<1: bassissima	<1 (calc.): altissima (Nota 2)
18	ALLILE CLORURO	107-05-1	3.6: alta	3.93 x 10+4: molto alta	1.93: bassa	1.7: alta
19	ALTOBOLLENTI FENOLICI (ALCHILFENOLI)	85655-44-7	4 x 10-2: bassa	1.013 x 10+2: alta	2.55 (calc.): media (Nota 2)	2.34: media
20	AMETRINA	834-12-8	2.09 x 10-1: media	3.6 x 10-4: bassa	2.98: media	2.23: media
21	AMLODIPINA / SERTRALINA	88150-62-3	N.D. (Nota 3)	0: media	5.06 (calc.): alta (Nota 2)	4.85: immobile
22	AMMONIACA / AMMONIACA ANIDRA	7664-41-7	5.40 x 10+2: alta	1 x 10+6: altissima	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
23	AMMONIO IDRATO / AMMONIACA SOLUZIONE / IDROSSIDO AMMONIO	1336-21-6	molto alta	4.8 x 10+4: molto alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
24	AMMONIO QUATERNARIO / BENZALCONIO CLORURO / PRESTTIGE DR7306	68424-85-1	2.2 x 10-3: molto bassa	5.67 x 10-10: bassissima	3.91: media	3.70 (calc.): bassa (Nota 2)
25	ANIDRIDE CROMICA E COMP. / ACIDO CROMICO / TRIOSSIDO DI CROMO SOL	1333-82-0	1.667 x 10+3: molto alta	bassissima	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
26	ANILINA	62-53-3	3.6 x 10+1: alta	4.0 x 10+1: media	9.0 x 10-1: bassissima	1.64: alta
27	AOSA	76855-69-1	1.259 x 10-1: media	2.93 x 10-4: bassa	2.41: bassa	2.874: media
28	ARANCIO CROMO/ GIALLO PIOMBO SOLFOCROMATO	1344-37-2	< 1x10-5: insolubile	trascurabile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
29	ARBAX F / LINURON / SILTRINUL	330-55-2	< 1: bassa	19 x 10-5: bassa	3.20: media	2.5: media
30	ASF 90	23377-90-4	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
31	ATRAZINA	1912-24-9	3 x 10-2: bassa	3 x 10-5: bassissima	2.34: bassa	1.9: alta
32	NICHEL SOLFATO 6H2O (Nota 4)	7786-81-4/ 10101-97-0	6.50 x 10+2: molto alta	1.33 x 10-3: bassa	< 1: bassissima	< 1: altissima
33	NICHEL II CLORURO 6-IDRATO (Nota 4)	7791-20-0	6.9 x 10+1: alta	1.33 x 10+2: alta	2.2 x 10-1: bassissima	10-2 (calc.): altissima (Nota 2)
34	OSSIDO DI PIOMBO (Nota 5)	1317-36-8	1.065 x 10-1: bassa	1: media	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
35	PIOMBO II SOLFATO (Nota 5)	7446-14-2	4.25 x 10-2: bassa	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
36	ACIDO SOLFORICO (Nota 5)	7664-93-9	1 x 10+3: molto alta	7.9 x 10-3 Pa bassa volatilità	< 1: bassissima	< 1: altissima
37	BCA SOLUZIONE 90% BUTOH	17696-64-9	1.401: alta	1.92 x 10+2: alta	2.03: bassa	1.549: alta
38	BENZALCONIO CLORURO / EMPIGEN / CLORURO DI OTTILE	68989-00-4 / 85736-63-6	miscibile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
39	BENZOIL (ACRILATO DI ETILE)	15121-89-8	8.5 x 10-1: media	1.11 x 10-1: media	1.98: bassa	1.915: alta
40	BLE 70	122-39-4	2.329 x 10-1: media	1.59 x 10-1: media	2.84: media	3.237: bassa

41	BPOX	11434-88-7	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
42	CAPTANO	133-06-2	5.1 x 10-3: molto bassa	1 x 10-5: bassa	2.35: bassa	1.51: alta
43	CARPOSAN CE / GEODINFOS (CLORPIRIFOS)	2921-88-2	2.0 x 10-3: molto bassa	2.4 x 10-3: bassa	4.7: alta	3.64: bassa
44	CAYTUR 23 (componente: DIOCTIL ADIPATO)	6847-98-1 (103-23-1)	5.452 x 10-7: insolubile	1.10 x 10+2: alta	8.12: altissima	4.687 immobile
45	CBS / VULKACIT CZ/C; VULKACIT CZ/EG-C	95-33-0	2.139 x 10-2: bassa	2.39 x 10-6: bassa	3.47: media	4.276: immobile
46	CERECLOR	63449-39-8	8.89 x 10-7: insolubile	1.048 x 10-3: bassa	7.57: altissima	5.317: immobile
47	CGL 829 / 646	193098-40-7/ 082451-48-7	6.1 x 10-4: molto bassa	N.D. (Nota 3)	1.588 (calc.): bassa (Nota 2)	1.378: alta
48	CICLOESANO	110-82-7	5.8 x 10-2: bassa	1 x 10+4: molto alta	3.44: media	2.2: media
49	CICLOPENTANO / ISOPENTANO	287-92-3 / 78-78-4	1.846 x 10-1: media	9.19 x 10+4: molto alta	2.68: media	1.831: alta
50	CLORITO DI SODIO IN SOLUZIONE	7758-19-2	1 x 10+3: molto alta	1.29 x 10-14: trascurabile	-7.18: bassissima	-6.232: altissima
51	CLOROPARAFFINA (50-50%)	63449-39-8	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	4.9: alta	4.69 (calc.): immobile (Nota 2)
52	CHLORIDAZON (PCA)	1698-60-8	4 x 10-1: media	5 x 10-5: bassissima	1.14: bassa	1.94: alta
53	CLORO POLVERE / DICLOROISOCIANURATO SODICO BIIDRATO	51580-86-0	2.62 x 10+2: alta	N.D. (Nota 3)	<1: bassissima	<1 (calc.): altissima (Nota 2)
54	CLORURO DI ZINCO E COMPOSTI / ZINCO CLORURO ANIDRO / ZINCO SALE AMMONIACALE	7646-85-7	4.320 x 10+3: altissima	1: media	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
55	DI OTTIL STAGNO (COMPOSTI)	15571-58-1	insolubile	0: media	14.4: altissima	7: immobile
56	CLORURO RAMEICO ESAUSTO (SOLUZIONE)	7758-89-6	6.2: alta	10: media	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
57	COMPOSTI DEL PIOMBO / TETROSSIDO DI PIOMBO / MINIO / OSSIDO PIOMBO	1314-41-6 / 7639-92-1 / 7439-92-1	8.8 x 10-4: molto bassa	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
58	CTP	17796-82-6	1.261 x 10-2: bassa	3.47 x 10-7: trascurabile	3.76: media	2.887: media
59	FOLPET (Nota 6)	133-07-3	1.4 x 10-3: molto bassa	2.1 x 10-3: bassa	2.85: media	0.87: altissima
60	SOLFATO DI RAME (II) (Nota 6)	7758-98-7	2.033 x 10+3: molto alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
61	CYMOXANIL (CURZATE) / SIACRIT CX	57966-95-7	8.9 x 10-1: media	1.4 x 10-4: bassa	0.59: bassissima	1.59: media
62	DIALLILCARBONATO	15022-08-9	1.861: alta	1.79 x 10+2: alta	1.93: bassa	1.980: alta
63	DIALLILFTALATO	131-17-9	1.82 x 10-1: media	2 x 10-2: bassa	3.23: media	3.13: bassa
64	DIBUTILFTALATO / FTALATO DI BUTILE	84-74-2	1 x 10-2: bassa	2.67 x 10-3: bassa	4.31: alta	3.05: bassa
65	DICICLOESILAMMINA	101-83-7	1: media	4.5: alta	3.5: media	2.41: media
66	DICLORO 56%	2893-78-9	N.D. (Nota 3)	9.4 x 10-3: bassa	0.21 (calc.): bassissima	0: altissima

					(Nota 2)	
67	DIMETILCARBAMMATO DI SODIO 40% (SDMC)	128-04-1	1 x 10-3: molto bassa	5.56 x 10-7: trascurabile	-2.41: bassissima	0.824: altissima
68	BARIO SOLFURO / DISODIO SOLFURO IN SCAGLIE 60%	21109-95-5	7.7 x 10-1: alta	1.9 x 10-7: trascurabile	2.23: media	1.155: alta
69	DIURON	330-54-1	3.64 x 10-2: bassa	trascurabile	2.68: media	2.58: media
70	DNCP-P	5754-91-6	2.99 x 10-4: molto bassa	2.28 x 10-10: trascurabile	5.42: alta	5.192: immobile
71	DODIL WG	(Nota 7)	disperdibile	4.99 x 10-3: bassa	2.23 (calc.): bassa (Nota 2)	2.02: media
72	EDRIZAR	33089-61-1	2.74 x 10-3: molto bassa	3.47 x 10-4: bassa	5.50: alta	5.809: immobile
73	EPTANO/N-EPTANO	142-82-5 / 92045-53-9	5 x 10-2: bassa	4.6 x 10+3: molto alta	4.66: alta	3.91: bassa
74	ERBIL (METAMITRON)	41394-05-2	8.334: alta	8.6 x 10-7: trascurabile	0.83: bassissima	3.516: bassa
75	ERBITOX LV4	N.D. (Nota 3)	disperdibile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
76	ESTERE VINILICO DI ACIDO NEODECANICO / VINILVERSATATO / VEOVA 10	51000-52-3	5.86 x 10-3: molto bassa	1.14 x 10+1: media	4.55: alta	2.793: media
77	ETOFENAMATO	30544-47-9	1.6 x 10-3: molto bassa	2.21 x 10-6: trascurabile	4.20: alta	2.355: media
78	FARMIN DM 2471	61788-95-2	4.4 x 10-4: molto bassa	1.87 x 10-2: bassa	8.4: altissima	8.19: immobile
79	FLEXZONE 11L	3081-01-4 / 793-24-8	1.88 x 10-3: molto bassa	6.57 x 10-4: bassa	4.68: alta	4.843: immobile
80	FLEXZONE 3P-7P / PARAMMINODIFENILAMMINA / IPPD	101-72-4	5.032 x 10-2: bassa	9.48 x 10-3: bassa	3.28: media	4.102: immobile
81	FLEXZONE 4L TRAE / NAUGARD I2	3081-14-9	4.79 x 10-5: insolubile	1.1 x 10-2: bassa	6.30: altissima	5.108: immobile
82	METALAXYL / EUCRITT RAME WG / IPCONAZOLE / DIMENSION / CRUSOE / RANCONA	57837-19-1	8.4: alta	2.6 x 10-4: bassa	1.27: bassa	1.48: alta
83	FLUIDO DIELETTRICO CON POLICLOROBIFENILE (PCB)	1336-36-3	5.9 x 10-4: molto bassa	5.32 x 10-2: bassa	1: bassa	2.7: media
84	RAME / FORMULATI LIQUIDI A BASE DI RAME	7440-50-8	insolubile	1.33 x 10+2: alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
85	FRITTE PB/PB E CD / VITROMAIL PIOMBICI	65997-18-4	non solubile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
86	FTALATO DI ISOBUTILE / DISOBUTILFTALATO / DIPLAST B	84-69-5	2.03 x 10-2: bassa	8.86 x 10-1: media	4.11: alta	3.14: bassa
87	GALBEN (BENALAXYL TECNICO)	71626-11-4	2.8 x 10-2: bassa	6.6 x 10-4: trascurabile	3.40: media	3.7: bassa
88	GIAVONIL FLOW (PROPANIL)	709-98-8	1.52 x 10-1: alta	1.2 x 10-2: bassa	2.29: media	2.15: media
89	GOAL TECH (OXIFLUORFEN)	42874-03-3	1.16 x 10-2: bassa	2 x 10-5 bassissima	4.73: alta	3.95: bassa
90	GUANIDOL	2439-10-3	6.3 x 10-1: media	1 x 10-5: bassissima	5.21 (calc.) (Nota 2)	5: immobile
91	IDRAZINA / IDRATO DI IDRAZINA	7803-57-8 / 302-01-2	solubile	2.1 x 10+3: alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
92	IDROCHINONE	123-31-9	9.4 x 10+1: alta	2.34 x 10-3: bassa	0.50: molto bassa	0.95: molto alta
93	IDROSOLFURO DI SODIO	16721-80-5	6 x 10+2:	1.6 x 10+3:	- 3.5:	- 3.71 (calc.):

			molto alta	alta	bassissima	altissima (Nota 2)
94	IDROSSICARBONATO DI NICHEL	12607-70-4	N.D. (Nota 3)	3.44 x 10 ⁻³ : bassa	0.21 (calc.): bassissima (Nota 2)	0: altissima
95	IDROSSIDO DI RAME / FANGHI RAMEICI SEMILAVORATO / KOCIDE 2000	20427-59-2 / 42616-63-7	2.9 x 10 ⁻³ : molto bassa	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
96	IDROSSILAMINA CLORIDRATO / IDROSSILAMINA SOLFATO	5470-11-1	8.30 x 10 ⁺² : molto alta	2.38 x 10 ⁺⁴ : alta	- 1.23: bassissima	1.155: alta
97	INDAR TECH	N.D. (Nota 3)	disperdibile	2.27 x 10 ⁺³ : alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
98	IPOCLORITO DI SODIO	7681-52-9	1 x 10 ⁺³ : molto alta	3.56 x 10 ⁻¹⁰ : trascurabile	- 4.63: bassissima	1.376: alta
99	ISO-OTTANO	540-84-1	9.91 x 10 ⁻³ : molto bassa	6.57 x 10 ⁺³ : alta	4.09: alta	2.440: media
100	ISOPROTURON	34123-59-6	1.438 x 10 ⁻¹ : media	6.81 x 10 ⁻⁵ : bassissima	2.84: media	2.399: media
101	KAVIST	73581-79-0	N.D. (Nota 3)	2.7 x 10 ⁻⁸ : bassissima	1.97 (calc.): bassa (Nota 2)	1.76: alta
102	KELLY R WG	N.D. (Nota 3)	disperdibile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
103	LIALET / LIAL / LIALCHEM / LIALET 123 / LORODAC / ALCOLI GRASSI ETOSSILATI / SAFOL / EMPILAN (ALCOLI, C12-C14, ETOSSILATI) / ARLYPON	66455-14-9 / 68855-56-1 / 68439-50-9	solubile	N.D. (Nota 3)	- 0.43: molto bassa	0.79: altissima
104	LINQUAD BLM 50	8001-54-5	> 10: alta	1.68 x 10 ⁺⁴ : molto alta	2.51: media	2.30: media
105	LUTENSOL / LITARGIRIO / MASSICOT / OSSIDO DI PIOMBO / PREPARAZIONI CONTENENTI PIOMBO > 25%	31799-71-0	6.26 x 10 ⁻⁵ : insolubile	1.26 x 10 ⁻¹³ : trascurabile	5.07: alta	2.375: media
106	MANCOZEB	8018-01-7	6.2 x 10 ⁻³ : molto bassa	1 x 10 ⁻⁵ : bassissima	1.33: bassa	2.56: media
107	MARLIPAL 1216/3 A UA P& G	N.D. (Nota 3)	1.36 x 10 ⁻³ : molto bassa	5.21 x 10 ⁺³ : alta	4.20: alta	2.595: media
108	MARSHAL 5G / CARBOSULFAN	55285-14-8	3 x 10 ⁻⁵ : insolubile	4.1x10 ⁻⁵ : bassissima	3.3: media	3.09 (calc.): media (Nota 2)
109	MBTS	120-78-5	6.44 x 10 ⁻⁵ : bassa	8.28 x 10 ⁻⁸ : trascurabile	4.66: alta	5.878: immobile
110	METAM SODIO / POTASSIO	137-42-8	7.22 x 10 ⁺² : molto alta	< 1.7 x 10 ⁻³ : bassa	- 2.15: bassissima	2.36: media
111	METHOMIL	16752-77-5	6 x 10 ⁺¹ : alta	7.1 x 10 ⁻⁴ : bassa	0.60: bassa	2.2: media
112	METIS DUO / ESFENVALERATE	66230-04-4	2 x 10 ⁻⁶ : insolubile	2 x 10 ⁻⁷ : bassissima	6.22: altissima	3.72: bassa
113	MOLINATE	2212-67-1	9.70 x 10 ⁻¹ : media	2.79 x 10 ⁻¹ : media	2.91: media	2.457: media
114	MONOBENZOTRIFLUORURO / 4- CLORO-3-NITRO- BENZOTRIFLUORURO	121-17-5	1.58 x 10 ⁻² : bassa	1.57 x 10 ⁺¹ : media	3.42: media	3.352: bassa
115	NAFOL 12-18 MISCELA ALCOLICA C12-18 / ROYALTEC	112-30-1	3.7 x 10 ⁻² : bassa	1.13: media	3.79: media	1.983: alta
116	NAFTALENE / NAFTALINA	91-20-3	3.4 x 10 ⁻² : bassa	1.3 x 10 ⁺¹ : media	3.3: media	2.64: media

117	NAUGARD TNPP	26523-78-4	N.D. (Nota 3)	0: media	7.21 (calc.): altissima (Nota 2)	7: immobile
118	NEODOL / ALCHIL POLIOSSIETILEN / POLIOSSIPROPILEN GLICOLI / LIALET 125-8 / NEODOL 25-7	68131-39-5	9.7 x 10+2: molto alta	1 x 10-2: bassa	3: media	0.56: altissima
119	NONILFENOLO (ETOSSILATO)	25154-52-3	1.1 x 10-2: bassa	3.13 x 10-3 bassa	3.28: media	4.49: immobile
120	O DICLOROBENZENE	95-50-1	1.3 x 10-1: media	1.3 x 10+2: alta	3.38: media	2.45: media
121	OLIO COMBUSTIBILE	68476-33-5 / 68476-30-2	insolubile	2 x 10: media	3: alta	2.79 (calc.): media (Nota 2)
122	OLIO DIATERMICO / MARLOTERM	262-967-7 / 61788-32-7 / 26898-17-9 / 26898-17-1 / 8004-13-5	4.21 x 10-5: insolubile	1.83 x 10-4: bassa	6.59: altissima	5.373: immobile
123	OMITE 30 W - 570 EW - HX EW	2312-35-8	5 x 10-4: molto bassa	6 x 10-6: bassissima	5.00: alta	5.140: immobile
124	OSSICLORURO DI RAME / EUCRITT RAME WG	1332-65-6 / 1332-40-7	1.19 x 10-3: molto bassa	1 x 10-8: trascurabile	0.44 bassissima	2.6: media
125	OSSIDO DI ZINCO E COMPOSTI / OSSIDO DI WAELEZ / CONCENTRATI DI RAME-ZINCO / ZINKOXID AKTIV S	1314-13-2	1.6 x 10-3: molto bassa	trascurabile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
126	OTTANO	111-65-9	1.152 x 10-3: molto bassa	1.88 x 10+3: alta	4.27: alta	2.705: media
127	OTTANTIOLO	111-88-6	1.984 x 10-2: bassa	5.0. x 10+1: media	4.21: alta	2.971: media
128	OXADIAZON / SCIRON EC	19666-30-9	1 x 10-3: molto bassa	1 x 10-5: bassissima	4.80: alta	2.83: media
129	P DICLOROBENZENE	106-46-7	< 1: bassa	8 x 10+1: media	3.37: media	2.44: media
130	PANDAR 22 / CLORPIRIFOS-METILE	5598-13-0	4.76 x 10-3: molto bassa	2.99 x 10-3: bassa	4.31: alta	3.9: bassa
131	PENDIMETHALIN	40487-42-1	8.97 x 10-2: bassa	2.96 x 10-12: trascurabile	2.62: media	4.050: bassa
132	PENTASOLFURO DI FOSFORO	1314-80-3	10: alta	< 1 x 10+2: bassa	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
133	PERKACIT / DTC	136-23-2	1 x 10-5: insolubile	7.7 x 10-9: trascurabile	7.04: altissima	4.36: bassissima
134	PIOMBO CROMATO / PIGMENTI / INORGANICI	12656-85-8	1x10-5 g/l insolubile	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
135	POLTIGLIA BORDOLESE / RAME SOLFATO	7758-99-8 / 8011-63-0	3.17 x 10+2: molto alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
136	POMEX	(Nota 8)	4.162 x 10-1: media	1.81 x 10-4: bassa	1.59: bassa	2.383: media
137	PROPAZINA	139-40-2	8.6 x 10-3: molto bassa	3.9 x 10-6: bassissima	2.93: media	1.69: alta
138	RAME CLORURO	10125-13-0	8 x 10+1: alta	5.89 x 10-8: trascurabile	0.05: bassissima	1.376: alta
139	RAME OSSIDO	1317-38-0	7.891: alta	1.35 x 10-9: trascurabile	1.43: bassa	1.155: alta
140	RAV 7 / DIETILENGLICOL BIS ALLYL CARBONATO	142-22-3	< 1 x 10-1: media	1.46 x 10-1: media	1.54: bassa	1.33 (calc.): alta (Nota 2)
141	REAGENS (TRIS NONILFENOLO	26523-78-4	4.1 x 10+1:	5.8 x 10-2:	8:	7.79 (calc.):

	FOSFITO)		alta	bassa	altissima	immobile (Nota 2)
142	RESORCINA	108-46-3	1.4 x 10+3: molto alta	2.66 x 10-2: bassa	0.79: bassissima	1.01: alta
143	RIZOLEX 50 PB / TOLCLOFOS-METILE	57018-04-9	1.1 x 10-3: molto bassa	2.66 x 10-2: bassa	4.56: alta	4.35 (calc.): bassa (Nota 2)
144	SAFOL 23 / ALCOLI GRASSI ETOSSILATI / LIALET	66455-14-9	1 x 10+1: alta	1 x 10+1: media	3: media	2.79 (calc.): media (Nota 2)
145	SESQUISOLFURO DI FOSFORO	1314-85-8	2.77 x 10+1: alta	4.94 x 10-12: trascurabile	0.11: bassissima	2.458: media
146	SILFUR GD 50/THIRAM/TMTD 50 SC / ROYALFLO 42S / VITAVAX	137-26-8	< 1: bassa	2.29 x 10-3: bassa	1.73: bassa	2.83: media
147	SIMAZINA	122-34-9	6.2 x 10-3: molto bassa	1 x 10-4: bassa	2.18: media	2.13: media
148	SIMETRINA	1014-70-6	1.517 x 10-1: media	9.47 x 10-5: bassissima	2.80: media	2.459: media
149	SODIO CLORITO	7758-19-12	solubile	3.2 x 10+3: alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
150	SODIO DICLORO ISOCIANURATO	2893-78-9	3.5 x 10+2: molto alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
151	SODIO NITRITO	7632-00-0	8.48 x 10+2: molto alta	2.67 x 10+1: media	- 3.7: bassissima	- 3.91 (calc.): altissima (Nota 2)
152	SODIO SOLFURO / SODIUM MBT / DISODIO SOLFURO IN SOLUZIONE / IDROSOLFURO DI SODIO IN SCAGLIE	1313-82-2 / 1313-84-4	1.88 x 10+2: molto alta	N.D. (Nota 3)	- 3.5: bassissima	- 3.71 (calc.): altissima (Nota 2)
153	SOLFATO DI ZINCO (EPTAIDRATO/MONOIDRATO)	7446-19-7 / 7733-02-0 / 7446-20-0 / 7733-02-0	9.65 x 10+2: molto alta	6 x 10+4: molto alta	- 2.5: bassissima	- 2.71 (calc.): altissima (Nota 2)
154	SOLFURO DI BARIO	21109-95-5	9 x 10+1: alta	1.68 x 10+6: altissima	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)
155	TERBUTILAZINA	5915-41-3	5.54 x 10-2: bassa	1.49 x 10-4: bassa	3.21: media	2.517: media
156	TERRAZOLE	2593-15-9	1.17 x 10-1: media	1.33 x 10-2: bassa	3.37: media	1.960: alta
157	TERT-DODECIL-MERCAPTANO	25103-58-6	2.251 x 10-4: molto bassa	9.88 x 10-1: media	6.18: altissima	4.034: bassa
158	TETRALONE	79560-19-3	7.317 x 10-4: molto bassa	1.22 x 10-4: bassa	5.01: alta	4.249: immobile
159	THPS	55566-30-8	miscibile	< 2.6 x 10-4: bassa	- 9.8: bassissima	2.2: media
160	THT8 IN SOLUZIONE / TINUVIN 111	72058-41-4	1.35 x 10-3: molto bassa	4.6 x 10-3: bassa	4.79: alta	2.997: media
161	TRICLOROETILENE	79-01-6	1.28: alta	9.2 x 10+3: alta	2.42: bassa	1.831: alta
162	TRIFENILFOSFITO (CHEL 3)	101-02-0	2.35 x 10-5: insolubile	1.02 x 10-2: bassa	6.62: altissima	6.419: immobile
163	TRIFURALIN	1582-09-8	1.84 x 10-2: bassa	8 x 10-3: bassa	5.07: alta	2.6: media
164	VEGAROL	67762-25-8	4.68 x 10-4: molto bassa	3.79 x 10-3: bassa	6.24: altissima	3.312: bassa
165	VITAMINA K3	130-37-0	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)	- 2.458: bassissima	- 2.67 (calc.): altissima
166	VITEX	525-82-6	3.1 x 10-2:	1.9 x 10-3:	3.586:	3.169:

			bassa	bassa	media	bassa
167	ZINCO (POLVERE) / FINI DI OTTONE / SCORIE DI OTTONE / FINI DI ZINCO	7440-66-6	3.44 x 10+2: molto alta	1.07 x 10-20: trascurabile	- 0.47: bassissima	1.155: alta
168	ZINCO FOSFATO	7779-90-0	insolubile	1.9 x 10+2: alta	N.D. (Nota 3)	N.D. (Nota 3)

Note:

- (1) Proprietà componente principale miscela: 2-METHYL-4,6-DI(METHYLTHIO)-1,3-BENZENEDIAMINE. Numero CAS: 106264-79-3
- (2) Valore calcolato mediante formula di Karickhoff et al. (1979)
- (3) Valore non disponibile in letteratura (N.D.)
- (4) Corrisponde a BAGNI DI NICHEL, che comprende: NICHEL SOLFATO 6H₂O / NICHEL II CLORURO 6-IDRATO / NICHEL LUCIDO-OPACO
- (5) Corrisponde a BATTERIE AL PIOMBO ESAUSTE, che comprende: OSSIDO DI PIOMBO/PIOMBO II SOLFATO/ACIDO SOLFORICO/LITARGIRIO/MASSICOT/OSSIDO DI PIOMBO / PASTELLO DI PIOMBO SEMILAVORATO / POLVERE PER ACCUMULATORI / PREPARAZIONI CONTENENTI PIOMBO > 25% / SCORIE DI PIOMBO
- (6) Corrisponde a CRIORAM F. COMBI, che comprende: FOLPET / SOLFATO DI RAME (II) / CYMOXANIL (CURZATE)
- (7) Proprietà componente principale miscela: DODINA. Numero CAS: 2439-10-3
- (8) Proprietà componente principale miscela: CARBARIL / HEXAMETHYLDISILOXANE. Numero CAS: 63-25-2

Tabella B.2 - Prodotti "R51/53 – 9.ii"

N.	Sostanza	N. CAS	Water solubility [g/l]: Solubilità	Vapour pressure [Pa]: Volatilità	Coeff. Ott/Acqua (Log Kow): Tendenza a bioaccumulare	Ass.Org. (Log Koc): Mobilità
1	2-CLORO-6-FLUORO-BENZIL-CLORURO	55117-15-2	5.076 x 10 ⁻² : bassa	2.65 x 10: media	3.32: media	3.151: bassa
2	2-CLORO-TOLUENE / O- CLOROTOLUENE / P-CLOROTOLUENE / PCT	106-43-4 / 95-49-8	1.5 x 10 ⁻¹ : media	3.50 x 10+2: alta	3.1: media	2.57: media
3	ACQUA RAGIA (NAFTA) / 1,2,4- TRIMETILBENZENE / PSEUDOCUMENE	95-63-6	6 x 10 ⁻² : bassa	2.10 x 10+2: alta	3.41: media	2.73: media
4	ACRILONITRILE	107-13-1	7.45 x 10: alta	1.16 x 10+4: molto alta	2.5 x 10 ⁻¹ : bassissima	0.04 (calc.): altissima (Nota 2)
5	ALCHIL ETERI FOSFATI O SOLFATI	68412-53-3 / 68584-47-4 / 9051-57-4	N.D. (Nota 1)	2.11 x 10 ⁻¹⁴ : trascurabile	5.435: alta	0.834: altissima
6	ALCHIL POLIOSSIETILEN / POLIOSSIPROPILEN GLICOLI	37311-00-5	solubile	2.79 x 10: media	7.132: altissima	5.26: immobile
7	ALCOLI GRASSI ETOSSILATI	68551-08-6	1.52 x 10 ⁻¹ : media	2.72: media	3.71: media	1.906: alta
8	ALFAMETILSTIRENE	98-83-9	2.52: alta	2.53 x 10+2: alta	2.24: bassa	3.27: bassa
9	ANTIMONIO ACETATO	6923-52-0	1.2 x 10 ⁻¹ : media	2.53 x 10+2: alta	3.38: media	3.48: bassa
10	BENZINE	86290-81-5	1 x 10 ⁻¹ : media	3.5 x 10+4: molto alta	2.0: bassa	1.81: alta
11	BETAMETILNAFTALINA	91-57-6	2.46 x 10 ⁻² : bassa	4: media	3.86: media	3.64: bassa
12	BIODIESEL	67762-38-3	immiscibile	4.20 x 10+2: alta	6.2: altissima	5.99 (calc.): immobile (Nota 2)
13	CARDURA (2,3-EPOSSIPROPIL NEODECANOATO) / RESINA EPOSSIDICA (XZ97114.00)	26761-45-5	2.03 x 10 ⁻² : bassa	1.33 x 10+2: alta	4.4: alta	4.19 (calc.): bassissima (Nota 2)
14	CHEROSENE / CHIMEC / PETROLIO (LAMPANTE E RISCALDAMENTO)	8008-20-6	insolubile	6.4 x 10: media	3.3: media	3.17: bassa
15	CLOROBENZENE / MONOCLOROBENZOLO	108-90-7	5 x 10 ⁻¹ : media	1.17 x 10+3: alta	2.18: bassa	1.84: alta
16	CUMENE	98-82-8	6.13 x 10 ⁻² : bassa	4.27 x 10+2: alta	3.5: media	3.63: bassa
17	DADPM (DIAMINODIFENILMETANO)	101-77-9	1.02: alta	1.33 x 10 ⁻⁵ : bassissima	1.46: bassa	3.58: bassa
18	DAXI PERCLOROETILENE (TETRACLOROETILENE) / PERCLOROETILENE / TETRACLOETILENE	127-18-4	1.5 x 10 ⁻¹ : media	1.9 x 10+3: alta	3.4: media	2.32: media
19	DIBUTILMALEATO	105-76-0	1.73 x 10 ⁻¹ : media	5.33 x 10 ⁻¹ : media	3.81: media	3.6 (calc.): bassa (Nota 2)
20	DICICLOPENTADIENE	77-73-6	2.65 x 10 ⁻² : bassa	1.8 x 10+2: alta	2.78: media	3.25: bassa
21	DICLOROTOLUENI	29797-40-8	1.12 x 10 ⁻² : bassa	6.106 x 10: media	4.1: alta	4.8: bassissima
22	DMDS (DIMETIL DISOLFURO)	624-92-0	2.5 x 10 ⁻¹ : media	2.93 x 10+3: alta	1.77: bassa	2.34: media
23	ESANO / N-ESANO E MISCELE	110-54-3	5 x 10 ⁻² : bassa	1.6 x 10+4: molto alta	3.9: media	2.18: media
24	FENILPOLIOSSIETILEN / POLIOSSIPROPILEN GLICOLI	68412-54-4	solubile	N.D. (Nota 1)	2.7: media	2.49 (calc.): media (Nota 2)
25	GASOLIO / GECAM	68334-30-5	5 x 10 ⁻³ : molto bassa	9.9 x 10: media	3.3: media	3.09 (calc.): bassa (Nota 2)
26	GLIFOSATE	1071-83-6	1.05 x 10: alta	1.31 x 10 ⁻⁵ : bassissima	-3.4: bassissima	3.41: bassa
27	IDROCARBURI AROMATICI / NAFTA PESANTE / NAFTA SOLVENTE / SOLVESSO (SOLVENTE AROMATICO /	64742-95-6 / 64742-82-1	insolubile	1.90 x 10+2: alta	2.1: bassa	1.89 (calc.): alta (Nota 2)

	NAFTA CON BASSO PUNTO DI EBOLLIZIONE) / VARSOL 40 / WHITE SPIRIT (NAFTA, PESANTE IDRODESOLFORATA) / ACQUA RAGIA MINERALE					
28	INFINEUM R170 / AMYL-ANTHRAQUINONE / SOLVENTE NAFTA PETR 150-200 / SOLVESSO 150 (SOLVENTE NAFTA DA PETROLIO)	64742-94-5	1 x 10-3: molto bassa	1 x 10+3: alta	2.9: media	2.69 (calc.): media (Nota 2)
29	ISOESANO (NAFTA) / ETERE DI PETROLIO	64742-49-0	9.9 x 10-4: molto bassa	2.6 x 10+3: alta	2.1: bassa	1.89 (calc.): alta (Nota 2)
30	M DICLOROBENZENE	541-73-1	1.25 x 10-1: media	1.8 x 10+2: alta	3.52: media	3.5: bassa
31	MANGANESE SOLFATO	10034-96-5	39.3 x 10+3: molto alta	4.47 x 10-3: bassa	-1.031: bassissima	-1.241 (calc.): altissima (Nota 2)
32	MIMIC TECH / TEBUFENOZIDE	112410-23-8	8.3 x 10-4: molto bassa	3 x 10-7: trascurabile	4.25: alta	1.54: alta
33	MIX C5 (VIRGIN NAFTA / BENZINA/NAFTALENE)	91995-41-4	1 x 10-2: bassa	N.D. (Nota 1)	N.D. (Nota 1)	N.D. (Nota 1)
34	OLI LUBRIFICANTI	64741-97-5	4 x 10-5: insolubile	1.33 x 10-5: bassissima	6.4: altissima	4.5: bassissima
35	P CLOROBENZILCLORURO	104-83-6	insolubile	2.53 x 10+2: alta	3.18: media	3.11: bassa
36	PARATERZIARIOBUTILFENOLO / TERBUTOLO	98-54-4	8 x 10-1: media	2.9 x 10-1: media	2.4: bassa	2.19 (calc.): media (Nota 2)
37	RESINE EPOSSIDICHE / SOLVENTI PRIMER	25068-38-6	insolubile	7.12 x 10-5: bassissima	3.431: media	3.242: bassa
38	SATURN 90 EC	28249-77-6	2.8 x 10-2: bassa	2.9 x 10-3: bassa	3.42: media	2.49: media
39	SIALEX 50 WDG / SUMISCLEX / PROCIMIDONE	32809-16-8	2.46 x 10-3: molto bassa	4 x 10-7: trascurabile	3.3: media	2.6: media
40	SLOP (NAFTA)	64741-46-4	insolubile	1 x 10+2: alta	2.1: bassa	1.89 (calc.): alta (Nota 2)
41	TETRACONAZOLO	112281-77-3	1.5 x 10-1: media	9.2 x 10-6: trascurabile	3.19: media	2.72: media
42	TETRAIDRONAFTALENE / TETRALINA	119-64-2	4.27 x 10-1: media	2 x 10: media	3.78: media	2.55 x 10-1: altissima
43	THERMINOL VP1 / DOWTHERM / OSSIDO DI DIFENILE	101-84-8	2.1 x 10-2: bassa	2.7: media	4.21: alta	2.69: media
44	TIOUREA	62-56-6	1.37 x 10+2: molto alta	9.97 x 10-6: trascurabile	9.2 x 10-1: bassissima	0.71 (calc.): altissima (Nota 2)

Note:

- (1) Valore non disponibile in letteratura (N.D.)
- (2) Valore calcolato mediante formula di Karickhoff et al. (1979)

Riferimenti bibliografici

- Banca dati "ISS-INAIL", a cura di ISS; INAIL - Novembre 2012
- <https://www.seveso.sinanet.apat.it/> (28/11/2011)
- <http://www.cdc.gov/niosh/> (08/05/2012)
- <http://esis.jrc.ec.europa.eu/> (08/05/2012)
- <http://www.iss.it/basi/index.php?lang=1&tipo=39&anno=2012> (08/05/2012)
- <http://cameochemicals.noaa.gov/> (08/05/2012); <http://toxnet.nlm.nih.gov/> (08/05/2012)
- <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/rischio-sostanze-chimiche-reach-prodotti-fitosanitari/prodotti-fitosanitari/guida> (13/04/2010)

Allegato C

Tabella C.1

Valori soglia per i corpi idrici superficiali che definiscono lo stato di qualità “sufficiente” (obiettivo per il 2008) (estratti dal D.lgs.152/2006)

Tabella 1/A di Allegato 1 alla parte terza al D.Lgs. 152/2006

1. Inquinanti inorganici

Numero CAS	Elemento	Concentrazione µg/L	Metodo APAT-IRSA per la determinazione degli analiti
7440-38-2	Arsenico (***)	10	3080
7440-43-9	Cadmio e suoi composti PP (*)	1	3120
7440-47-3	Cromo totale (***)	50	3150
7439-97-6	Mercurio e suoi composti PP (*)	1	3200
7440-02-0	Nichel e suoi composti P (***)	20	3220
7439-92-1	Piombo e suoi composti (PP) (***)	10	3230

2. Idrocarburi Policiclici Aromatici

Numero CAS	Composto	Concentrazione µg/L	Metodo APAT-IRSA per la determinazione degli analiti
Non applicabile	Idrocarburi Policiclici Aromatici PP (**)	0,2	5080

3. Idrocarburi Aromatici

Numero CAS	Composto	Concentrazione µg/L	Metodo APAT-IRSA per la determinazione degli analiti
71-43-2	Benzene P (***)	1	5140
3.1 Idrocarburi Aromatici alogenati			
12002-48-1	Triclorobenzene (PP)	0,4	5150

4. Idrocarburi alifatici clorurati

Numero CAS	Composto	Concentrazione µg/L	Metodo APAT- IRSA per la determinazione degli analiti
107-06-2	1,2 Dicloroetano P	10	5150
75-01-4	Cloroetene (cloruro di vinile) (***)	0,5	
75-09-2	Diclorometano P	20	5150
87-68-3	Esaclorobutadiene PP (*)	0,1	5150
67-66-3	Triclorometano (cloroformio) P (*)	12	5150
79-01-6	Tricloroetilene (*)	10	5150
127-18-4	Tetracloroetilene (percloroetilene) (*)	10	5150

5. Prodotti fitosanitari e biocidi (***)

Numero CAS	Composto	Concentrazione µg/L	Metodo APAT- IRSA per la determinazione degli analiti
	Prodotti fitosanitari e biocidi (totali)	1	5060
5.1 Ciclodiene derivati			
309-00-2	Aldrin	0,1	5090
60-57-1	Dieldrin	0,1	5090
72-20-8	Endrin	0,1	5090
465-73-6	Isodrin	0,1	5090
5.2 Organo clorurati			
	Diclorodifeniltricloro etano (DDT)	0,1	5090
115-29-7	Endosulfan (PP)	0,1	5090
959-98-8	[Alfa endosulfan]	0,1	5090
608-73-1	Esaclorocicloesano PP	0,1	5090
58-89-9	[Lindano] □ isomero	0,1	5090

	dell'esaclorocicloesano]		
118-74-1	Esaclorobenzene PP	0,1	5090
5.3 Fenilurea derivati			
330-54-1	Diuron (PP)	0,1	5050
34123-59-6	Isoproturon (PP)	0,1	5050
5.4 Alotriazine			
1912-24-9	Atrazina (PP)	0,1	
122-34-9	Simazina (PP)	0,1	
5.5 Organo fosforici			
470-90-6	Clorfenvinfos P	0,1	5100
5.6 Organotiofosforici			
2921-88-2	Clorpyrifos (PP)	0,1	5100
5.7 Altri fitosanitari e biocidi			
15972-60-8	Alaclor P	0,1	5090
1582-09-8	Trifluralin (PP)	0,1	
87-86-5	Pentaclorofenolo (PP) (*)	0,4	5150

6. Composti organici semivolatili

Numero CAS	Composto	Concentrazione $\mu\text{g/L}$	Metodo APAT-IRSA per la determinazione degli analiti
	Tetracloruro di carbonio (tetraclorometano)	12	5150

Note alla Tabella 1/A:

(*) Tranne nel caso della presenza naturale di particolari composti, la presenza di inquinanti con concentrazioni superiori a quelle della tabella 1 A determina la classificazione nelle classi "scadente" o "pessimo" del corpo idrico superficiale e l'adozione nei piani di tutela delle misure atte a prevenire un ulteriore deterioramento e a conseguire progressivamente lo stato "sufficiente" e "buono".

(*) Valori ricavati dalle Direttive figlie della 76/464/Cee.

(**) Valori ricavati dalla Tabella 1/A dell'allegato 2 del presente decreto, acque destinate alla produzione di acqua potabile.

(***) Valori ricavati dal D.Lgs. 31/01, acque destinate al consumo umano.

Tabella B.II
Standard di qualità delle acque superficiali a specifica destinazione funzionale di cui
all'Allegato 2 alla parte terza al D.Lgs 152/2006

a)

*Caratteristiche di qualità per acque superficiali dolci destinate
alla produzione di acqua potabile*

Num. Param	Parametro	Unità di misura	
			G
1	pH	unità pH	6,5-8,5
2	Colore (dopo filtrazione semplice)	mg/L scala pt	10
3	Totale materie in sospensione	mg/L MES	25
4	Temperatura	°C	22
5	Conduttività	µS/cm a 20°	1000
6	Odore	Fattore di diluizione a 25 °C	3
7 *	Nitrati	mg/L NO ₃	25
8	Fluoruri [I]	mg/ L F	0,7/1
9	Cloro organico totale estraibile	mg/L Cl	-
10 *	Ferro disciolto	mg/L Fe	0,1
11 *	Manganese	mg/L Mn	0,05
12	Rame	mg/L Cu	0,02
13	Zinco	mg/L Zn	0,5
14	Boro	mg/L B	1
15	Berillio	mg/L Be	-
16	Cobalto	mg/L Co	-

17	Nichelio	mg/L Ni	-
18	Vanadio	mg/L V	-
19	Arsenico	mg/L As	0,01
20	Cadmio	mg/L Cd	0,001
21	Cromo totale	mg/L Cr	-
22	Piombo	mg/L Pb	-
23	Selenio	mg/L Se	-
24	Mercurio	mg/L Hg	0,0005
25	Bario	mg/L Ba	-
26	Cianuro	mg/L CN	-
27	Solfati	mg/L SO4	150
28	Cloruri	mg/L Cl	200
29	Tensioattivi (che reagiscono al blu di metilene)	mg/L (solfato di laurile)	0,2
30 *	Fosfati [2]	mg/L P205	0,4
31	Fenoli (indice fenoli) paranitroanilina, amminoantipirina	mg/L C6H5OH	-
32	Idrocarburi disciolti o emulsionati (dopo estrazione mediante etere di petrolio)	mg/L	-
33	Idrocarburi policiclici aromatici	mg/L	-
34	Antiparassitari- totale (parathion HCH, dieldrine)	mg/L	-
35 *	Domanda chimica ossigeno (COD)	mg/L O2	-

36 *	Tasso di saturazione dell'ossigeno disciolto	% O ₂	< 70
37 *	A 20 °C senza nitrificazione domanda biochimica di ossigeno (BOD ₅)	mg/L O ₂	< 3
38	Azoto Kjeldahl (tranne NO ₂ ed NO ₃)	mg/L N	1
39	Ammoniaca	mg/L NH ₄	0,05
40	Sostanze estraibili al cloroformio	mg/L SEC	0,1
41	Carbonio organico totale	mg/L C	-
42	Carbonio organico residuo (dopo flocculazione e filtrazione su membrana da 5µ) TOC	mg/L C	-
43	Coliformi totali	/100 mL	50
44	Coliformi fecali	/100 mL	20
45	Streptococchi fecali	/100 mL	20
46	Salmonelle	-	assenza in 5000 mL

b)

*Caratteristiche di qualità per acque superficiali dolci
non destinate alla produzione di acqua potabile*

N. prog.	Parametro	Unità di misura	Acque per salmonidi
1	Temperatura (aumento)	Δ °C	1.5
	Temperatura (massima)	°C	21.5
	Temperatura (periodi di riproduzione)	°C	10
2.	Ossigeno	mg/L O ₂	≥ 9 (50%)
			≥ 7 (100%)
3	Concentrazione di ioni idrogeno	pH	6-9
4	Materiali in sospensione	mg/L	25
5	BOD5	mg /L O ₂	3
6	Fosforo totale	mg/L P	0,07
7	Nitriti	mg/ L NO ₂	0,01
8	Composti fenolici	mg/L C ₆ H ₅ OH	0,01
9	Idrocarburi di origine	mg/L	0,2

	petrolifera		
10	Ammoniaca non ionizzata	mg/L NH ₃	0,005
11	Ammoniaca totale	mg/L NH ₄	0,04
12	Cloro residuo totale	mg/L come HOCl	0.004
13	Zinco totale *	mg/L Zn	300
14	Rame	µg/L Cu	40
15	Tensioattivi (anionici)	mg/L come MBAS	0,2
16	Arsenico	µg/L As	50
17	Cadmio totale *	µg/L Cd	0,2
18	Cromo	µg/L Cr	20
19	Mercurio totale *	µg/L Hg	0,05
20	Nichel	µg/L Ni	75
21	Piombo	µg/L Pb	10

Valori limite per il parametro nitriti per concentrazioni di cloruri comprese tra 1 e 40 mg/L

Cloruri (mg/L)	Acque per salmonidi (mg/L NO ₂)
1	0,10
5	0,49
10	0,88
20	1,18
40	1,48

Valori limite per i fenoli

Fenoli	Livelli (µg/L)	Fenoli	Livelli (µg/L)
2-clorofenolo	60	2,5-diclorofenolo	23
4-clorofenolo	45	2,6-diclorofenolo	35
2,3-diclorofenolo	84	2,4,6-triclorofenolo	52
2,4-diclorofenolo	0,4(*)	.	.

Valori limite per l'ammoniaca in funzione della temperatura e pH in mg/l

Temperatura (°C)	Valori pH						
	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5
5	63,3	20,0	6,3	2,0	0,66	0,23	0,089
10	42,4	13,4	4,3	1,4	0,45	0,16	0,067
15	28,9	9,2	2,9	0,94	0,31	0,12	0,053
20	20,0	6,3	2,0	0,66	0,22	0,088	0,045
25	13,9	4,4	1,4	0,46	0,16	0,069	0,038
30	9,8	3,1	1,0	0,36	0,12	0,056	0,035

Valori limite cloro totale in mg/l di Cl₂

Temperatura (°C)	Valori di pH			
	6	7	8	9
5	0,004	0,005	0,011	0,075
25	0,004	0,005	0,016	0,121

*Valori limite in µg/l per i metalli
(raffrontati rispetto alla durezza che ne attenua la tossicità).*

Parametri (*)			Durezza dell'acqua (mg/L di CaCO ₃)					
			< 50	50-99	100-149	150-199	200-250	>250
12	Arsenico	come As	50	50	50	50	50	50
13	Cadmio totale	come Cd	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
14	Cromo	come Cr	5	10	20	20	50	50
15	Mercurio totale	come Hg	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
16	Nichel	come Ni	25	50	75	75	100	100
17	Piombo	come Pb	4	10	10	20	20	20
18	Rame	come Cu	5(a)	22	40	40	40	112
19	Zinco totale	come Zn	30	200	300	300	300	500

c)

Caratteristiche di qualità per acque superficiali salate

.	Parametro	Unità di misura	G
1	pH	unità pH	7-9
2	Temperatura	°C	La differenza di temperatura provocata da uno scarico non deve superare, di oltre 2 °C la temperatura misurata nelle acque non influenzate
3	Colorazione (dopo filtrazione)	mg Pt/L	Dopo filtrazione il colore dell'acqua, provocato da uno scarico, non deve discostarsi di oltre 10 mg Pt/ L dal colore misurato nelle acque non influenzate
4	Materiali in sospensione	mg/L	L'aumento del tenore di materie in sospensione e provocato da uno scarico non deve superare, di oltre il 30% il tenore misurato nelle acque non influenzate
5	Salinità	‰	12-38
6	Ossigeno disciolto	% di saturazione	- ≤ 70%
7	Idrocarburi di origine petrolifera		Gli idrocarburi non devono essere presenti nell'acqua in quantità tale: - da produrre un film visibile alla superficie dell'acqua e/o un deposito sul fondale
8	Sostanze organo-alogenate		La concentrazione di ogni sostanza nell'acqua o nella polpa del mollusco non deve superare un livello tale da provocare effetti nocivi per i

			molluschi e per le loro larve
9	Metalli: Argento Ag Arsenico As Cadmio Cd Cromo Cr Rame Cu Mercurio Hg [*] Nichelio Ni Piombo Pb [**] Zinco Zn	ppm	La concentrazione di ogni sostanza nell'acqua o nella polpa del mollusco non deve superare un livello tale da provocare effetti nocivi per i molluschi e per le loro larve. È necessario prendere in considerazione gli effetti sinergici dei vari metalli
10	Coliformi fecali	n°/ 100m	≤ 300 nella polpa del mollusco e nel liquido intervalvare
11	Sostanze che influiscono sul sapore dei molluschi		Concentrazione inferiore a quella che può alterare il sapore dei molluschi

Allegato D

Modelli semplificati per la valutazione delle conseguenze di rilasci di sostanze pericolose in acque superficiali

D.1 Environment Accident Index (EAI)

Riferimento:

A.Scott, "Environment -Accident Index: Validation of a Model"- *Journal of Hazardous Material* 61 (1998) 305 -12

L'EAI viene calcolato con la seguente formula :

$$EAI = Tox \times Am \times (Con + Sol + Sur)$$

Dove:

Tox : rappresenta l'effetto tossicità acuta della sostanza (LC50 o EC 50 per pesce, Daphnia o alga) (vedi tabella 1)

Am : è la quantità totale della sostanza in tonnellate (vedi tabella 2)

Con : è il parametro che tiene conto della viscosità della prodotto (vedi tabella 3)

Sol : è il parametro che tiene conto della solubilità del prodotto in acqua (vedi tabella 4)

Sur : è il parametro che tiene conto delle varie caratteristiche dell'ambiente circostante la zona ove la sostanza è stoccata/manipolata ed è assegnato in base alla tabella 9 per il cui utilizzo è necessario assegnare dei valori a:

1. distanza in metri dal più vicino pozzo, lago, corso d'acqua (vedi tabella 5)
2. soggiacenza in metri della falda acquifera rispetto alla superficie del suolo (vedi tabella 6)
3. direzione dell'acqua di falda: se verso il ricettore pozzo, lago o corso d'acqua (vedi tabella 7)
4. tipo di litologia del suolo e spessore dello strato (vedi tabella 8).

TABELLA D.1.1-VALORI DA ASSEGNARE AL PARAMETRO Tox

tossicità acuta (LC50 o EC50) (a)	Valore Tox
< 1 mg/l (b)	10
1-6	8
6-30	6
30-200	4
200-1000	2
>1000	1

(a) Utilizzare il valore minimo disponibile per LC50 o EC50 per pesce, Daphnia o alga

(b) In caso di sostanze molto tossiche approfondire anche se il valore di EAI calcolato è molto basso

(c)

TABELLA D.1.2-VALORI DA ASSEGNARE AL PARAMETRO Am

quantità presente (tonnellate) (a)	Valore Am
> 500 (b)	10
50-500	7
5-49	5
0.5-4.9	3
<0.5	1

(a) La quantità massima del prodotto chimico, convertito in sostanza pura che può essere manipolato

(b) In caso di quantitativi molto elevati approfondire anche se il valore di EAI calcolato è molto basso

TABELLA D.1.3-VALORI DA ASSEGNARE AL PARAMETRO Con

Viscosità (a) (cSt) (b)	Valore Con
< 0.5	5
0.5-4.4	4
4.4-47	3
47-300	2
> 300	1
Solido	0
Viscosità non nota (a)	4

(a) Se la viscosità non è nota attribuire il valore 4 che corrisponde all'intervallo di viscosità che caratterizza la maggior parte dei liquidi

(b) Se la viscosità è disponibile solo come cp (centipois), questo valore deve essere prima diviso per la densità del liquido in g/cm³

TABELLA D.1.4-VALORI DA ASSEGNARE AL PARAMETRO Sol

Solubilità in acqua (peso %)	Valore Sol
>90%	5
25-90	4
5-25	3
1-5	2
<1	1
Disciolto in acqua	5
Disciolto in solvente	a

(a) Attribuire il valore corrispondente alla solubilità del solvente

TABELLA D.1.5-DISTANZA DAL PIU' VICINO, POZZO, LAGO O CORSO D'ACQUA

Valori										
	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
metri	0-10	10-20	20-35	35-50	50-75	75-150	150-300	300-1000	1000-2000	>2000

TABELLA D.1.6-SOGGIACENZA DELLA FALDA ACQUIFERA RISPETTO ALLA SUPERFICIE DEL SUOLO

Valori										
	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
metri	0-0.02	0.2-1	1-3	3-5	5-7	7-12	12-20	20-30	30-60	>60

TABELLA D.1.7-DIREZIONE DELL'ACQUA DI FALDA

Valori		
5	1	0
falda diretta verso un pozzo, lago o corso d'acqua	falda orizzontale	nessun pozzo, lago o corso d'acqua entro 1 km nella direzione della falda

TABELLA D.1.8- PERMEABILITA' DEL SUOLO: scegliere il valore più alto dell'intervallo se la roccia sotto il suolo è fratturata o il valore più basso se la roccia è compatta

Spessore dello strato	Valori					
	ghiaia	sabbia	morena	limo	argilla	terreno gelato
>30 m	9	8	6	4	0	0
25-30	9	7-8	5-6	3-5	0-1	0
20-25	9	7-8	5-6	3-5	0-2	0
15-20	9	7-8	5-7	3-6	0-3	0
10-15	9	7-9	5-8	3-7	0-4	0
3-10	9	7-9	6-8	4-8	1-6	0
<3	9	7-9	6-9	4-8	2-8	0

TABELLA D.1.9-VALORI DA ASSEGNARE AL PARAMETRO Sur

Somma valori da tabelle 5-8	Valore Sur
>25	10
20-25	7
15-20	5
10-15	3
< 10	1

Tali valori inseriti nella formula EAI determinano il valore finale dell'Indice, in relazione al quale sono suggeriti i seguenti livelli di approfondimento dell'analisi:

EAI = 0 – 100 : Effettuare *Hazard analysis* delle caratteristiche intrinseche del prodotto

EAI = 100-500 : Effettuare un *Introductory Risk Assessment*

EAI > 500 : Effettuare un *Advanced Risk Assessment*

Esempi di applicazione di questo modello sono riportati di seguito.

Esempio 1

Prodotto stoccato : > 500 ton gasolio; R 51/53 con LC50: 1-10 mg/l; solubilità in acqua 10mg/lt ; viscosità 2 cSt .

Dalla applicazione delle tabelle ne deriva :

Punti Tox: 8

Punti Am: 10

Punti Con (viscosita'): 4

Punti Sol (solubilita' in acqua): 1

Caso 1. A) Dalle seguenti caratteristiche assunte per l'ambiente circostante e dalla applicazione delle tabelle ne deriva :

Distanza dal più vicino pozzo, lago o corso d'acqua : 300-1000 m - Punti 2

Soggiacenza della falda acquifera : 6 mt - Punti 5

Direzione dell'acqua di falda verso il pozzo, lago o corso d'acqua - Si. Punti 5

Tipo di materiale del suolo e spessore : Silt con strato di 3-10 mt - Punti 6

Per un totale Punti ambiente circostante : 2+5+5+6 = 18

Applicando la tabella SUR ne deriva Sur = punti 5.

$$EAI = 8 \times 10 \times (4+1+5) = 800$$

Pertanto, poichè $EAI > 500$, il gestore dovrà effettuare un “Advanced Risk Assessment”.

Caso 1.B) Dalle seguenti caratteristiche assunte per l’ambiente circostante e dalla applicazione delle tabelle ne deriva :

Distanza dal più vicino pozzo, lago o corso d’acqua : 300-1000 m -. Punti 2

Soggiacenza della falda acquifera : 12-20 m - Punti 3

Direzione dell’acqua di falda : orizzontale - Punti 1

Tipo di materiale del suolo e spessore : Silt con strato di 20-25 mt .Punti 3

Per un totale Punti ambiente circostante : $2+3+1+3 = 9$.

Applicando la tabella SUR ne deriva Sur = punti 1.

$$EAI = 8 \times 10 \times (4+1+1) = 480$$

Pertanto, poichè $EAI < 500$, il gestore dovrà effettuare almeno un “Introductory Risk Assessment”.

Esempio 2

Caso 2.A) Se la quantità stoccata fosse compresa fra 50 - 500 Tons (Am : Punti 7) e le caratteristiche ambientali fossero come nel caso 1A (Sur: Punti 5) :

$$EAI = 8 \times 7 (4+1+5) = 560$$

Poichè $EAI > 500$, anche in questo caso il gestore dovrà effettuare un “Advanced Risk Assessment”.

Caso 2.B) Se la quantità stoccata fosse compresa fra 50 - 500 Tons (Am : Punti 7) e le caratteristiche ambientali come nel caso 1B (Sur : Punti 1):

$$EAI = 8 \times 7 (4+1+1) = 336$$

Poichè $100 < EAI < 500$, il gestore dovrà effettuare almeno un “Introductory Risk Assessment”

Esempio 3

Caso 3.A) Se la quantità stoccata fosse compresa fra 5-49 ton (Am: Punti 5) e le caratteristiche ambientali come nel caso 1A (Sur : Punti 5):

$$EAI = 8 \times 5 (4+1+5) = 400$$

Poichè $100 < EAI < 500$, il gestore dovrà effettuare almeno un “Introductory Risk Assessment”.

Caso 3.B) Se la quantità stoccata fosse compresa fra 5- 49 Tons (Am : Punti 5) e le caratteristiche ambientali come nel caso 1B (Sur : Punti 1) :

$$EAI = 8 \times 5 (4+1+1) = 240$$

Anche in questo caso, poichè $EAI < 500$, il gestore dovrà effettuare almeno un “Introductory Risk Assessment”

La validazione del modello EAI (effettuata con riferimento ad incidenti realmente accaduti ed integrata con considerazioni tecniche e soggettive) sebbene, come riportato nel documento descrittivo, evidenzia numerose

lacune, connesse alla assenza nella formula di calcolo di parametri connessi agli effetti combinati dovuti alla densità, volatilità, reattività, biodegradabilità, persistenza ecc. della sostanza, dimostra tuttavia la sua utilità ai fini di una valutazione preliminare del rischio.

Peraltro tali lacune sono state parzialmente colmate nell'edizione successiva del metodo (2004), che sulla base dell'introduzione di ulteriori parametri nella formula (rappresentativi della densità, della solubilità e della volatilità della sostanza), ha consentito di migliorarne l'aderenza alla realtà, come dimostrato dagli autori in una estesa campagna di validazione (vedi allegato C).

Environment Accident Index (EAI) modificato

Riferimento:

A.Scott, "Development of the Environment-Accident Index" (2004), ISBN:091-7305-577-8

Alcune lacune evidenziate dall'applicazione dell'EAI sono state parzialmente colmate nell'edizione successiva del metodo (2004), che sulla base dell'introduzione di ulteriori parametri nella formula di calcolo dell'indice (rappresentativi della densità, della solubilità e della volatilità della sostanza), ha consentito di migliorarne l'aderenza alla realtà, come dimostrato dagli autori in una estesa campagna di validazione.

La nuova formula di calcolo proposta è la seguente:

$$EAI_{new} = 18,9 + (7,1 P_v^{-0.25} + 8,7 D^{-2} - 3,2 \log S_w) + 0,07(m/Tox)^{0.25} - (6,8 DNW^{0.25} - 7,4 DGS^{0.25} + 27,9 SGS)$$

Dove:

P_v: tensione di vapore della sostanza (kPa)

D: densità della sostanza (kg/m³)

S_w: solubilità della sostanza (%)

m: quantità della sostanza (ton)

Tox: tossicità acuta della sostanza (LC50 o EC 50 per pesce, Daphnia o alga) (mg/l)

DNW: distanza, in metri dal più vicino pozzo, lago, corso d'acqua

DGS: soggiacenza in metri della falda acquifera rispetto alla superficie del suolo

SGS: gradiente dell'acqua di falda

I livelli di approfondimento dell'analisi, anche in questa nuova versione, possono essere individuati con riferimento alle 3 classi di seguito riportate:

Classe I = 0 – 33 % da conseguenze lievi a moderate

Classe II = 34-74% da conseguenze moderate a estese

Classe III = 75-100% da conseguenze estese a molto estese

e conseguentemente:

Classe I: Effettuare *Hazard analysis* delle caratteristiche intrinseche del prodotto

Classe II: Effettuare un *Introductory Risk Assessment*

Classe III: Effettuare un *Advanced Risk Assessment*

D.2 PROTEUS

Riferimenti:

- **G.J. Stam, P.H. Bottelberghs, J.G. Post, H.G. Bos, "PROTEUS, a technical and management model for aquatic risk assessment of industrial spills" - Journal of Hazardous Materials 71 (2000) 439-448**

- **Uijt de Haag, B.J.M. Ale, "Guidelines for quantitative risk assessment- Purple Book-CPR 18E"- Publication Series on Dangerous Substances (PGS 3)(1999)**

La normativa olandese richiede ai gestori di stabilimenti che stoccano o manipolino sostanze pericolose di effettuare un'analisi quantitativa dei rischi (QRA).

Parte del QRA riguarda l'analisi dei rischi per l'ambiente connessi ai rilasci incidentali, quali:

- contaminazione di acque di falda per rilasci di idrocarburi, con conseguenti limiti all'uso di acqua potabile;

- contaminazione di acque superficiali a causa di rilasci di sostanze tossiche, con danni alla fauna/flora per periodi di tempo prolungati;
- contaminazione di superfici solide per la deposizione di sostanze nocive ad es. diossine, con conseguente inibizione alla coltivazione ed all'utilizzo per la popolazione e necessità di bonifica.

Poichè l'esperienza degli incidenti accaduti con gravi conseguenze ambientali evidenzia come essi abbiano prevalentemente interessato le acque superficiali, le Autorità olandesi hanno sviluppato un modello per quantificare il rischio ambientale specificamente per la componente "acque superficiali": PROTEUS.

Il metodo parte con la valutazione di fattori QMFT generici, per la tipologia di attività e le quantità di sostanze coinvolte, dove:

Q = portata m³/s

M = massa di sostanza coinvolta kg

F = frequenza anno⁻¹

T = durata efflusso s)

I parametri generici QMFT sono quindi "corretti" con fattori che tengono conto delle effettive soluzioni tecniche, gestionali e di sito adottate.

- il fattore correttivo "tecnico" è valutato sulla base dei riferimenti tecnici contenuti in documenti TNO e CPR (Commissione per la Prevenzione dei Pericoli) – (VROM/DGM/SVS, *Manual for the environmental paragraph in the external safety report including VERIS*, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Directorate General for Environmental Protection, Directorate for Chemicals, External Safety and Radiation Protection, 1994, in olandese; TNO and RIZA, *Size and frequency of accidental discharges*, RIZA report 92.002, Netherlands Organisation for Applied Scientific Research_TNO., Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment RIZA, 1992, in olandese).

Questi fattori quantitativi descrivono l'influenza, ad esempio, di allarmi, blocchi e della scelta dei materiali di costruzione sulla entità e probabilità del rilascio.

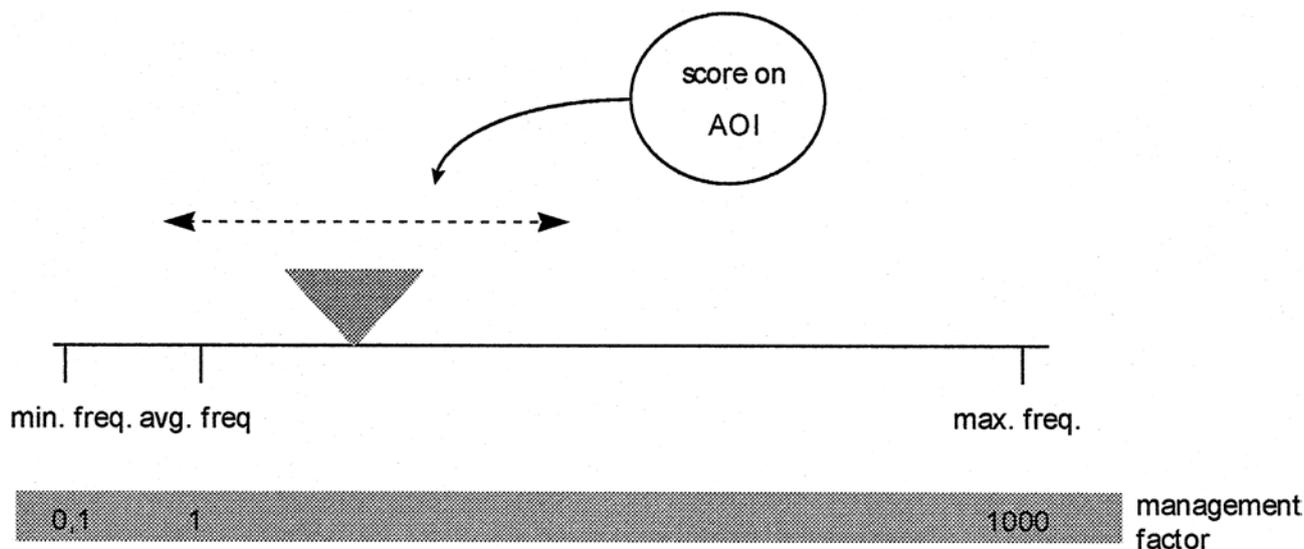
- il fattore correttivo "gestionale" è valutato applicando un metodo basato sull'opinione di esperti che consente di valutare l'influenza della gestione sulla frequenza e sul successivo contenimento dei rilasci; sono individuate 5 distinte aree di influenza (AOI):
 - SGS
 - capacità degli operatori
 - procedure di lavoro
 - efficienza nella gestione dell'emergenza
 - caratteristiche distintive impiantistiche

Gli elementi di giudizio sono raccolti mediante 46 domande per ognuna delle quali va stabilito se la situazione che si sta valutando sia: eccellente, media, non sufficiente o assente.

- viene calcolato un punteggio AOI generale influenzato da tre aspetti della gestione della sicurezza:
 - probabilità di rilascio per cedimento del contenimento (AOI-1, AOI-5);
 - probabilità di rilascio per inadeguatezza delle operazioni (AOI-2, AOI-3);
 - inadeguata gestione dell'evento (AOI-4);

$$AOI = 0.33 * (0.33 * AOI_1 + 0.5 * AOI_2 + 0.5 * AOI_3 + AOI_4 + 0.67 * AOI_5)$$

Minore è il fattore AOI (tutti i fattori gestionali sono implementati), maggiore è la riduzione che può essere assunta per la frequenza generica (fino ad 1/10) e viceversa (frequenza aumentata di un fattore 1000) – vedi fig.D.1



$$\text{in which AOI} = 0,33 * (0,33 * \text{AOI}_1 + 0,5 * \text{AOI}_2 + 0,5 * \text{AOI}_3 + \text{AOI}_4 + 0,67 * \text{AOI}_5)$$

Figura D.2.1-Esempio della determinazione di un fattore di correzione per la gestione a partire dalle 5 aree di influenza, data una frequenza di rilascio.

- sono quindi determinati i fattori QMFT iniziali sui quali hanno influenza le dotazioni specifiche on-site che caratterizzano i fattori QMFT di rilascio in acqua.
Si assume che il rilascio in acqua si disperda inizialmente come uno strato semicircolare, la forma effettiva dipenderà dalle condizioni geometriche (limitazioni unilaterali - laghi, mare; bilaterali - canali, fiumi).

Le concentrazioni dei componenti solubili sono calcolate:

- usando i modelli di dispersione gaussiana,
- non considerando il decadimento dovuto a degradazione biologica, evaporazione o as(ad)sorbimento

Il volume di acqua potenzialmente contaminata è quello massimo calcolato tenendo conto di:

- effetti tossici sulle alghe, artropodi o pesci (calcolo PEC utilizzando il valore minimo di EC_{50});

Il volume del corpo idrico superficiale contaminato è riferito all'area in cui la PEC-predicted environmental concentration è in ogni momento superiore alla concentrazione EC per gli organismi acquatici, assunta pari alla minima EC_{50} per alga, artropodi e pesci;

- mancanza di ossigeno, stimata attraverso il c.d modello a cascata;
- estensione dello strato galleggiante, stimata assumendo uno spessore fisso di 0.004 m.

Il massimo di questi effetti, combinato con la probabilità di sversamento in acqua, costituisce il rischio per l'attività industriale considerata.

Come detto, sulla base della metodologia descritta è stato sviluppato un software specifico, poi aggiornato in una versione PROTEUS II, mediante il quale è possibile per l'utente applicare il modello alle principali attività esistenti uno stabilimento quali stoccaggio, produzione, trasporto interno, sistemi fognari, sistemi di mitigazione, impianti di depurazione interni o comunali.

Il software, che può trattare anche miscele, include un database delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche necessarie per la valutazione delle sostanze chimiche.

Esso genera in output un rapporto che contiene i dati di input e gli effetti calcolati rappresentati nella forma di curve frequenza-conseguenza.

Le conseguenze sono presentate in 4 modi differenti:

- il volume dell'area del corpo idrico superficiale interessata da effetti
- la quantità di sostanza rilasciata;

- un indice di danno ambientale espresso come numero di “unità di tossicità “ , ottenuto dividendo la quantità per la corrispondente tossicità acuta;
- la quantità di acqua antincendio.

Il rischio per lo stabilimento può così essere rappresentato (figura D.2) dalla combinazione del volume delle acque contaminate e della frequenza di rilascio nel corpo idrico in una curva cumulativa frequenza-conseguenze (simile alle curve F-N usate negli studi integrati di rischio): l’asse x rappresenta la misura delle conseguenze ambientali e l’asse y la frequenza cumulativa di accadimento di quelle determinate conseguenze ambientali.



1 Results

Figure 1.1 Volume contamination (Plant for demonstration purpose only)

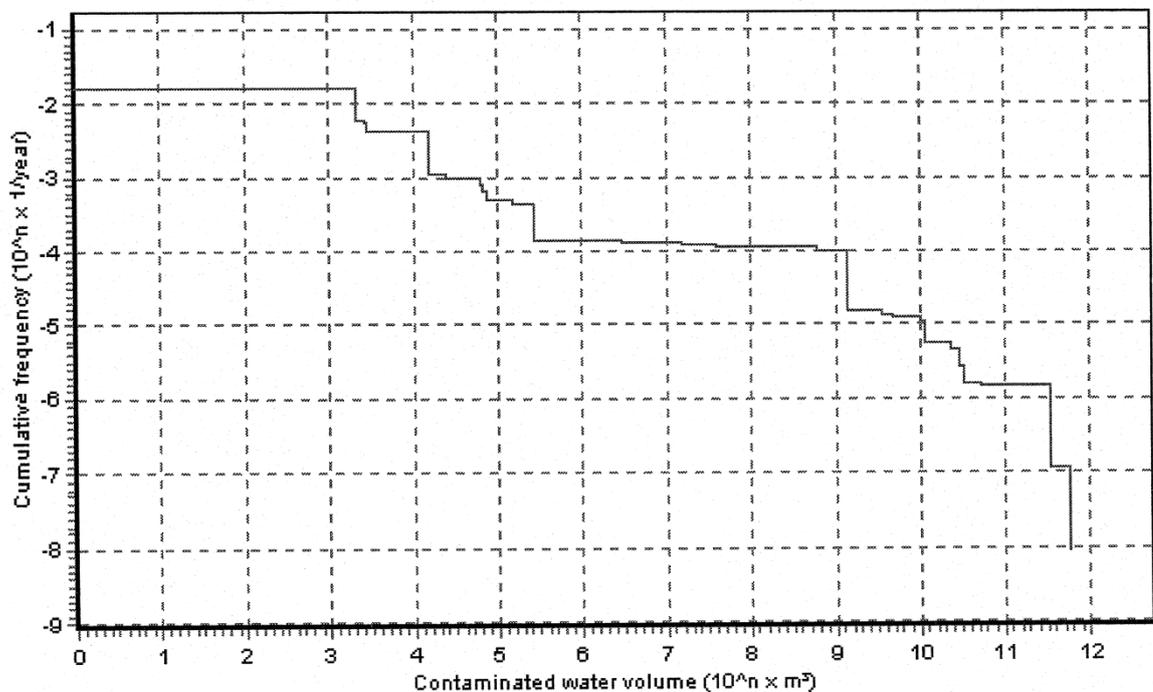


Figura D.2.2-Una tipica curva frequenza cumulativa –conseguenze (volume contaminato).

D.3 Environmental Consequence Global Index (ECGI)

Riferimento:

Ministerio del interior - Direccion General de Proteccion Civil y emergencias-SOLUZIONA Calidad Y Medio Ambiente-Novotech, "Guía para la realización del análisis del Riesgo medioambiental en el ámbito del Real Decreto 1254/99-Seveso II" (2004).

Nel seguito vengono forniti gli elementi descrittivi necessari per il calcolo dell'indice ECGI.

I fase

Identificazione dello scenario e valutazione della frequenza di accadimento con attribuzione ad essa di un punteggio corrispondente (vedi criteri di attribuzione in tabella 1).

TABELLA D.3.1 – FATTORE FREQUENZA (FR)

Frequenza (occasioni/anno)	Punteggio
$X \geq 10^{-2}$	5
$10^{-4} \leq X < 10^{-2}$	4
$10^{-6} \leq X < 10^{-4}$	3
$10^{-8} \leq X < 10^{-6}$	2
$X < 10^{-8}$	1

II fase

Valutazione del danno ambientale che lo scenario individuato può causare in funzione di fattori indicati come fattori determinanti.

- sorgente di rischio;
- sistemi di controllo primario;
- sistema di propagazione;
- recettori vulnerabili.

Sorgente di rischio

Questo fattore SR è la somma di:

$$SR = \text{Tox} + \text{Vol} + \text{Ads} + \text{Bioc} + \text{Biod}$$

I cui valori possono essere desunti dalle seguenti tabelle 2-6:

TABELLA D.3.2 a– FATTORE TOSSICITA' ACUTA (Tox)

$LC_{50} \text{ ó } EC_{50} < 1 \text{ mg/l}$	10
1-6 mg/l	8
6-30 mg/l	6
30-200 mg/l	4
200-1000 mg/l	2
$LC_{50} \text{ ó } EC_{50} > 1000 \text{ mg/l}$	1

ovvero

TABELLA D.3.2 b– FATTORE TOSSICITA' ACUTA (Tox)

molto tossico	10
tossico	6
nocivo	3
irritante, corrosivo	1

TABELLA D.3.3– FATTORE VOLATILITA (Vol)

$\log H < -3$	5
$-3 \leq \log H < -1$	4
$-1 \leq \log H < 1$	3

$1 \leq \log H < 2$	2
$\log H \geq 3$	1
$\log Kow > 2$	2

TABELLA D.3.4– FATTORE DI ADSORBIMENTO (Log Kow) (Ads)

$\log Kow > 2$	2
$1 < \log Kow \leq 2$	1
$\log Kow \leq 1$	0

TABELLA D.3.5– FATTORE DI BIOCONCENTRAZIONE (Bioc)

$\log BCF > 2$	2
$1 < \log BCF \leq 2$	1
$\log BCF \leq 1$	0

TABELLA D.3.6– FATTORE DI BIODEGRADAZIONE (Biod)

$BD < 2$ (mesi o periodo di tempo maggiore)	2
$2 \leq BD < 2.5$ (mesi/settimane)	1,5
$2.5 \leq BD < 3.5$ (settimane/giorni)	1
$3.5 \leq BD < 4.5$ (giorni/ore)	0,5
$BD \geq 4.5$ (ore)	0

Per le sostanze in allegato I parte 1 della Direttiva Seveso II i valori di SR (e dei fattori parziali) sono riportati in specifica tabella 8.

TABELLA D.3.7– FATTORE SR PER LE SOSTANZE ELENCAE IN ALLEGATO I PARTE 1 DELLA DIRETTIVA SEVESO II

N	Sostanza	N CAS	Tox	Vol	Bioc	Ads	Bioc	SR
1	2, 3, 7, 8 TCDD	001746-01-6	10	5	2	2	2	21
2	4, 4-metilebis, 2-cloroanilina	000101-14-4	6	5	2	2	2	17
3	acetilene	000074-86-2	1	5	0	0	1	7
4	acido cloridrico	997647-01-0	1	5	0	0	1	7
5	bromo	007726-95-6	10	4	0	1	1	6
6	cloro	007782-50-5	6	4	0	0	1	11
7	dicloruro di zolfo	010025-67-9	1	5	2	2	1	11
8	dicloruro di carbonile	000075-44-5	10	5	0	0	1	16
9	diisocianato di toluene	000584-84-9	6	5	2	2	1	16
10	etilenimina	000151-56-4	10	5	0	0	1	16
11	fluoro	007782-41-4	10	5	0	0	1	16
12	formaldeide	000050-00-0	6	5	0	0	1	12
13	gas di petrolio liquefatto	68476-85-7	6	-	-	-	-	6
14	benzina	8006-61-9	6	-	-	-	-	6
15	idrogeno	001333-74-0	1	5	0	0	1	7
16	isocianato di metile	000624-83-9	6	4	0	0	1	11
17	metanolo	000067-56-1	6	5	0	0	1	12
18	nicel e composti in forma polverulenta	007440-02-0	1	5	0	0	1	7
19	nitrate di ammonio	006484-52-2	1	5	0	0	1	7
20	ossido di propilene	000075-56-9	6	5	0	0	1	12
21	ossido di etilene	000075-21-8	6	5	0	0	1	12
22	ossigeno	007782-44-7	1	5	0	0	1	7
23	pentossido di arsenico; acido arsenico e suoi sali	001303-28-2	6	5	0	0	1	12
24	piombo alchili	000078-00-2	10	4	2	2	2	20

25	triidruro di arsenico	007784-42-1	10	4	0	0	1	15
26	tridruro di fosforo	007803-51-2	10	5	0	0	1	16
27	triossido di arsenico	001327-53-3	10	5	0	0	1	16
28	Triossido di zolfo	007446-11-9	6	5	0	0	1	12

Il valore SR ottenuto è normalizzato nell'intervallo 1-6 nel modo seguente:

$$SR' = 1 + 5 \times (SR - 2) / 19$$

Sistemi di controllo primario

Si attribuisce un punteggio alla quantità rilasciata nell'ambiente (vedi tabella 8), tenendo conto dei sistemi tecnici e dei sistemi di controllo che limitano l'entità dello sversamento (ad es. bacino di contenimento, sistema di drenaggio, ecc.); la stima della quantità sversata può richiedere il calcolo della portata del rilascio ed un'ipotesi sulla durata del medesimo.

TABELLA D.3.8– QUANTITÀ SVERSA (Q)

Quantità in ton	Q
> 500 t	10
50-500 t	7
5-49 t	5
0,5-4,9 t	3
< 0,5 t	1

Si ottiene il valore:

$$SR'' = SR' \times 2 + Q$$

Il valore SR'' ottenuto è normalizzato nell'intervallo 1-12 attraverso la seguente formula:

$$SR''' = 1 + 11 \times (SR'' - 3) / 27$$

Sistema di propagazione

Il metodo prevede l'applicazione di modelli software di dispersione (in allegato alla Guida è riportato un elenco di modelli e software di riferimento) per ognuna delle componenti ambientali coinvolte, da cui si ottiene l'estensione dei danni attesa in quella componente, che viene quindi tradotta in termini di punteggio mediante la tabella 9.

TABELLA D.3.9 – FATTORE DEL SISTEMA DI PROPAGAZIONE (SP)

Punteggio	Componente ambientale coinvolta ed estensione		
	Componente non acquatica (inclusa falda)	Componente acquatica	
		Corpo idrico fluviale (fiume, torrente, canale, ecc)	Altro tipo di corpo idrico (lago, delta, estuario, zona costiera)
10	Maggiore o uguale a 10 ha	Maggiore o uguale a 10 km	Maggiore o uguale a 2 ha
Y	Relazione logaritmica decimale del tipo $Y = a + b \log_{10}(x)$		
1	Contenuta entro i limiti del sito		

Il valore SP è normalizzato nell'intervallo 1-8 attraverso la seguente formula:

$$SP' = 1 + 7 \times (SP - 1) / 9$$

Recettori vulnerabili

Vengono presi in considerazione:

- habitat naturali (vedi tabella 10)

- aree naturali protette (vedi tabella 11)
- presenza di specie protette (vedi tabella 12)
- patrimonio storico-culturale (vedi tabella 13)
- tempo di recupero (vedi tabella 14)
- impatto socio-economico associato all'alterazione delle risorse naturali (vedi tabella 15)

TABELLA D.3.10 – HABITAT NATURALI (HAB)

Punteggio	Habitat	Indice di naturalità	Habitat prioritario	Osservazioni
1	Codice J (costruzioni industriali ed altri habitat artificiali)	-	-	Codici J1, J3, J4, J6
2		-	-	Codici J2, J5
3	Codice I (habitat agricoli o ortoculturali regolarmente o recentemente coltivati)	-	-	Codice I2
4		-	-	Codice I1
5	Habitat classificato nell'allegato I della Direttiva 92/43-7CEE	1	No	-
6		1	Si	-
7		2	No	-
8		2	Si	-
9		3	No	-
10		3	si	-

TABELLA D.3.11 – Δ % fattore inerente le aree naturali protette (ANP)

Fattore	Δ %	
Esistono aree naturali protette nell'area di influenza dello scenario incidentale ?	Si	30
	No	0

TABELLA D.3.12 – Δ % fattore inerente le specie protette (SPR)

Categoria di protezione	Δ %
In pericolo di estinzione	10
Sensibili all'alterazione dell'habitat	8
Vulnerabili	5
Di interesse speciale	2
Senza categoria di protezione	0

TABELLA D.3.13 – Δ % fattore inerente il patrimonio storico-artistico (PSA)

Patrimonio storico-artistico	Δ %
Beni immobili appartenenti alla categoria dei beni di interesse culturale	10
Beni immobili appartenenti ad altra categoria di protezione	5
Nessuno dei precedenti	0

TABELLA D.3.14 – Δ % fattore inerente il tempo di recupero (TRE)

Tempo di recupero	Anni	Δ %
Possibile danno permanente	50	10
Da 5 a 20 anni	20	
Da 1 a 5 anni	5	
Di interesse speciale	1	5
Senza categoria di protezione	0.1	

TABELLA D.3.15 – Δ % fattore inerente l’impatto socio-economico (ISE)

Impatto socioeconomico associato all’alterazione delle risorse naturali	Operatore logico	Impatto socioeconomico associato all’alterazione delle risorse naturali	Δ %
Alterazione di più di un’attività economica ricompresa in tab.15 a	AND	Effetto su qualcuna delle tipologie di infrastrutture in tab.15 b	40
Alterazione significativa di un’attività economica ricompresa in tab.15 a			
Alterazione di più di un’attività economica ricompresa in tab.15 a	OR	Effetto su qualcuna delle tipologie di infrastrutture in tab.15 b	20
Alterazione significativa di un’attività economica ricompresa in tab.15 a			
Nessuna delle condizioni precedenti			0

TABELLA D.3.15 a– Attività economiche direttamente relazionate con l’ambiente

Agricoltura
Allevamento
Risorse forestali
Pesca
Mineraria
Industriale
Turismo

TABELLA D.3.15 b– Infrastrutture

Reti di trasporto e vie di comunicazione (inclusi quelle del bestiame)
Sistemi di gestione e raccolta di rifiuti (pericolosi, assimilabili ad urbani, ospedalieri, ecc.)
Fornitura e trasporto di energia: tralicci, combustibili, condutture di gas, ecc.
Fornitura di acqua: effetti del consumo per le fonti approvvigionamento vicine, gestione e trasporto della risorsa, sistemi locali di depurazione, ecc.
Infrastrutture di telecomunicazione

Il fattore complessivo inerente ai recettori vulnerabili (compreso nell’intervallo tra 1 e 20) è calcolato con la seguente formula:

$$RV = HAB \times [1 + (ANP + SPR + PSA + TRE + ISE)/100]$$

Il valore dell’Indice EGCI (intervallo di valori compreso tra 1 e 40) è quindi calcolato con la formula:

$$ECGI = SR''' + SP' + RV$$

Si procede quindi a normalizzazione dell’ Indice globale delle conseguenze nell’intervallo 1-20 attraverso la seguente formula:

$$ECGI' = 1 + 19 \times (ECGI - 1)/39$$

E' possibile poi ottenere l'Indice di Rischio Ambientale ERI (intervallo 1-100,) associando all'Indice Globale delle conseguenze il fattore relativo alla frequenza di accadimento dello scenario considerato (vedi tabella 1), attraverso la seguente formula:

$$ERI = FR \times ECGI'$$

In funzione dei valori ottenuti per gli EGCI calcolati per i vari scenari del RdS e del contributo dei diversi fattori che hanno concorso alla loro stima, è possibile individuare possibili percorsi di miglioramento per la riduzione dell'impatto del rilascio sulla componente ambientale.

La Guida propone, infine, allo scopo di facilitare la valutazione, anche un criterio di tollerabilità del rischio ambientale basato sulla considerazione congiunta della frequenza dello scenario e delle sue conseguenze ambientali.

Viene proposto quindi un grafico (figura D.3), adattamento di criteri riportati in documenti elaborati dalle Autorità ambientali UK, in cui sono individuate 3 aree, rispettivamente corrispondenti a:

- area di rischio elevato - in questa area devono essere adottate misure per la riduzione del rischio, indipendentemente dal costo ad esse associato;
- area ALARP (As low as reasonably practicable) - il rischio ambientale in questa area pur essendo tollerabile deve essere ridotto ai livelli più bassi che sono fattibili, senza incorrere in costi sproporzionati al beneficio così ottenuto; in sostanza il rischio sarà tollerabile solo se riduzioni maggiori del suo livello fossero impraticabili o conseguibili solo con costo, sforzo o tempo eccessivi;
- area di rischio moderato - il livello di rischio di questa area è insignificante e è probabile che si incorra in costi eccessivi se si adottano misure per conseguire una riduzione maggiore.

*Evaluación y tolerabilidad del riesgo medioambiental*⁴⁸

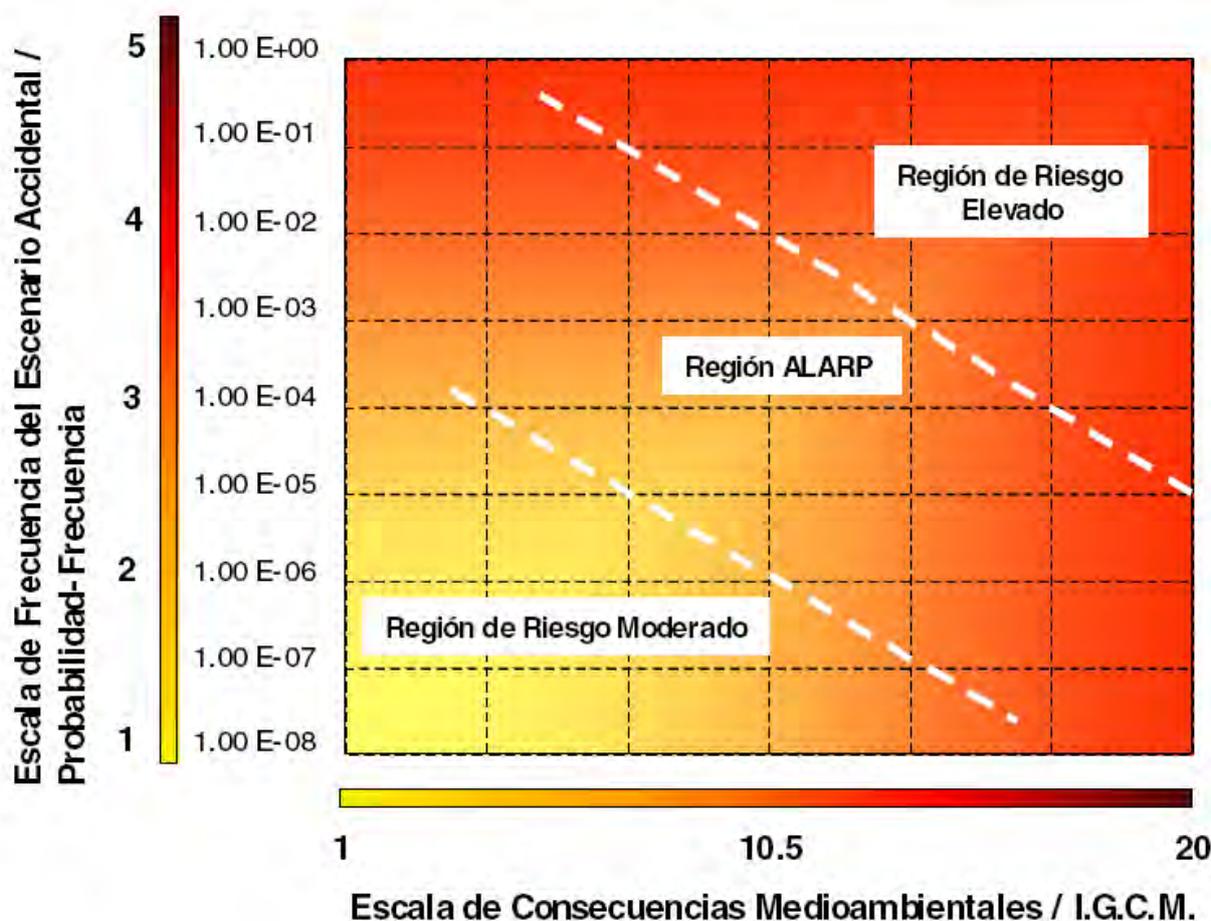


Figura D.3.3-Criterio di valutazione della tollerabilità del rischio ambientale.

Un esempio di applicazione del modello proposto nella Guida delle Autorità spagnole è riportato nel seguito.

Esempio applicativo

Principali dati di input

Rilascio in un alveo fluviale di acroleina (sostanza molto tossica con punteggio **Tox=10** - vedi tab.2b) da un foro di diametro 100 mm sul fondo di un serbatoio cilindrico verticale di 100 m³

La frequenza stimata nel RdS per questo evento è pari a 1/50 anni = 2×10^{-2} da cui **FR = 3** (vedi tab.1)

Quantità totale rilasciata 66169 kg

Volatilità (log H): -3,913640 per punti **Vol=5** (vedi tab.3)

Adsorbimento (Log Kow): -0.01 per punti **Ads=0** (vedi tab.4)

Bioconcentrazione (logBCF): 0.5 per punti **Bioc=0** (vedi tab.5)

Biodegradazione (BD): 3.9635 al giorno per punti **Biod=0.5** (vedi tab.6)

da cui: **SR = 15.5**

SR'= 4.55

Poiché ad una quantità di 66169 ton corrisponde $Q = 7$ (vedi tab.8) avremo:

SR''= 16.1

SR'''=6.34

La simulazione con un modello di dispersione in acqua ha consentito di individuare la distanza di 2.1 km a valle del punto di rilascio entro la quale la concentrazione di acroleina in acqua è pari o superiore a 0.1 mg/m³.

Dalla tabella 9 (interpolando) si ottiene: **SP = 7**

Normalizzando: **SP' = 5.66**

Nell'area di influenza dello stabilimento è presente un habitat classificato come non prioritario con indice di naturalezza pari a 3 che corrisponde quindi a:

HAB = 9 (vedi tab.10)

Inoltre sempre nell'area circostante:

- non esistono aree naturali protette: **Δ (ANP)=0** (vedi tab.11)
- sono presenti specie di fauna e flora di interesse speciale: **Δ (SPR)=2** (vedi tab.12)
- sono presenti beni immobili di interesse culturale: **Δ (PSA)=10** (vedi tab.13)
- il tempo di recupero ambientale in caso di rilascio è stimato in 1 anno ca.: **Δ (TRE)=5** (vedi tab.14)
- in caso di incidente sarebbe colpite attività agricole, industriali e le infrastrutture per la fornitura di acqua potabile e per la depurazione: **Δ (ISE)=40** (vedi tab.15)

Ne consegue che il seguente valore: **RV = 9 [1 + (0+2+10+5+40)/100] = 14.13**

Da cui:

ECGI = 6.34+5.66+14.13 = 26.13

ECGI' = 13.24

ERI = ECGI' x FR = 13.24 x 3 = 39.72

Con riferimento alla figura D.3 si riscontra come il punto di coordinate $x=ECGI'=13,24$ e $y=FR=3$ (rappresentativo del rischio associato allo scenario analizzato) si colloca nella area ALARP; in questo caso verrà richiesto al gestore di individuare misure tecniche e gestionali atte a riportare il punto rappresentativo dello scenario nell'area di rischio moderalo.

D.4 Metodo ad indici DAPHNIA

Riferimento:

Documentazione tecnica della società TRR s.r.l.(1999)

Nel seguito vengono forniti alcuni ulteriori elementi descrittivi dell'indice DAPHNIA.

Si tratta di una metodologia, messa a punto da una società di consulenza (Società TRR s.r.l), mediante la quale i rischi derivanti dall'uso delle sostanze pericolose in uno stabilimento industriale soggetto alla normativa Seveso, possono essere stimati con un metodo ad indici, il cui scopo è quello di individuare, fra le unità dello stabilimento, quelle più pericolose per il tipo, la quantità di sostanze impiegate o le modalità della loro manipolazione.

Il metodo è stato realizzato (nel 1999) prendendo come riferimenti di base altri metodi indicizzati adottati nella normativa nazionale vigente (DPCM 31 marzo 1989, DM 15 maggio 1996 e soprattutto il DM 20 ottobre 1998, che riporta criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici.

Il metodo si propone di valutare i rischi per il suolo, l'acqua e la falda attraverso la valutazione dell'indice di rischio di inquinamento dell'ambiente acquatico (N) ed è articolato su due fasi:

- calcolo dell'indice intrinseco (N)
- calcolo dell'indice compensato (N')

Le varie unità sono quindi classificate in termini di tossicità per l'ambiente sulla base di un tabella che stabilisce una corrispondenza tra il valore di N e N' e la gravità del rischio (lieve, basso, medio, grave).

Calcolo di N

L'indice intrinseco N dipende da fattori di penalizzazione che riguardano:

- sostanze in esame (in termini di quantità e di ecotossicità)
- unità considerata (in termini di processo e di lay-out)

Il valore di N dipende pertanto da due fattori:

- rischio specifico della sostanza (Ta)
- perdite (Pe)

La formula di calcolo è la seguente:

$$N = [\log_{10}(1+Tot)] * Pe$$

$$I = (P*0.6+S*0.5+L*0.8)$$

$$Tot = \sum_j [(1/30) * (\sum_i Ta_{i,j}) * Q_j]$$

Con **j** = sostanza

Q_j = quantità della sostanza j

Calcolo di Ta:

Ta1: tossicità (LC50) = Ta1a + Ta1b

Ta1a: tossicità per pesce	
0	LC50 pesce >10 mg/l
1	LC50 pesce 1 - 10 mg/l
3	LC50 pesce 0.1 - 1 mg/l R51-53
5	LC50 pesce < 0.1 mg/l R50

Ta1b: tossicità per daphnia	
0	LC50 daphnia >10 mg/l
1	LC50 daphnia 1 - 10 mg/l
3	LC50 daphnia 0.1 - 1 mg/l R51-53
5	LC50 daphnia < 0.1 mg/l R50

Ta2: stato fisico

Ta2: stato fisico	
0	Gas
1	Solido
2	Polvere/fango
3	Liquido

Ta3: solubilità

Ta3: solubilità	
0	<0.01 g/l
1	0.01-1 g/l (non vi sono radicali idrofili nella molecola)
2	1 - 100 g/l (presenza di radicali idrofili nella molecola)
3	>100 g/l (miscibile)

Ta4: biodegradabilità/persistenza

Ta4: biodegradabilità/persistenza	
0	Facilmente biodegradabile
1	Presenza di catene idrocarburiche nella molecola
2	Presenza di anelli aromatici nella molecola
3	policicli aromatici, metalli, idrocarburi alogenati

Ta5: galleggiamento

Ta5: galleggiamento/sedimentazione	
0	Densità relativa > 1.5
1	Densità relativa 0,8 – 1.5
2	Densità relativa < 0.8

Ta6: bioaccumulazione

Ta6: bioaccumulazione	
0	Densità relativa > 1.5
1	Densità relativa 0,8 – 1.5
2	Densità relativa < 0.8

Ta7: mutagenesi /teratogena/carcinogena

Ta7: attività mutagena/teratogena/carcinogena	
0	Provato non attivo
1	Possibile attività
2	Mancanza dati
3	Attività presunta
4	Attività provata R45 o R46 o R47 o R49

Ta8: radioattività

Ta8: radioattività	
0	Uguale livello di fondo
1	1-3 livello di fondo
2	3-5 livello di fondo
3	5 volte livello di fondo

Calcolo di Pe:

Calcolo di P: rischi generali di processo

P1: manipolazione

P2: trasferimento

P3: contenitori trasportabili

Calcolo di S: rischi particolari di processo

S1: corrosione interna

S2: corrosione esterna

S3: perdite da giunti/guarnizioni

S4: fatica/cicli

S5: uso intensivo

S6: processi discontinui

S7: resistenza materiali

Calcolo di L: Rischi connessi al lay-out

L1 : pozzetti/

L2: drenaggi superficiali

L3: pavimentazione area impermeabile

L4: piani interrati/semi interrati

L5: reti di raccolta

I valori da attribuire ai fattori P, S e L sono, nella sostanza, quelli riportati nel DM 20 ottobre 1998, con alcuni adattamenti, semplificazioni ed integrazioni.

Calcolo di N'

L'indice compensato N' viene valutato tramite una serie di fattori definiti di compensazione che tengono conto delle misure tecniche e gestionali adottate per ridurre il numero o l'entità degli incidenti:

- capacità del sistema di impedire le perdite o di limitarle;
- sistemi di contenimento in caso di perdita;
- sistemi di "recupero" delle sostanze fuoriuscite;
- adeguatezza della politica aziendale nei riguardi della sicurezza.

La formula di calcolo è la seguente:

$$N'=N*(Ke1 *Ke2*Ke3*Ke4)$$

Con:

Ke1: fattore di compensazione relativo al contenimento

- serbatoi;
- condotte trasferimento;
- sistemi contenimento supplementari;
- sistemi rilevamento perdite;
- scarichi di emergenza o funzionali.

Ke2: fattore di compensazione relativi al controllo del processo

- sistemi di allarme/blocco
- controllo centralizzato
- istruzioni operative

Ke3: fattore di compensazione relativo all'atteggiamento nei confronti della sicurezza

- gestione della sicurezza
- addestramento alla sicurezza

-
- procedure manutenzione e sicurezza
 - SGS

Ke4: fattore di compensazione relativo all'isolamento ed eliminazione delle sostanze

- sistemi drenaggio e raccolta
- sistemi valvole chiusura
- sistemi assorbenti/neutralizzanti

Anche i valori da attribuire ai fattori di compensazione Ke sono, nella sostanza, quelli riportati nel DM 20 ottobre 1998, con alcuni adattamenti, semplificazioni ed integrazioni.

Sulla base delle considerazioni svolte nella documentazione descrittiva del metodo DAPHNIA (o nel software predisposto per la sua applicazione) le varie unità sono classificate in termini di tossicità per l'ambiente sulla base della seguente tabella, che stabilisce una corrispondenza tra il valore di N e N' e la gravità del rischio (lieve, basso, medio, grave).

Valore di N o N'	Classificazione	Gravità del rischio
1-100	A	Rischio lieve
100-200	B	Rischio basso
200-650	C	Rischio medio
> Maggiore di 650	D	Rischio grave

Allegato E

Modello per la stima delle concentrazioni di sostanze pericolose nell'ambiente lagunare di Venezia a seguito di conseguenze di incidenti rilevanti nella zona industriale di Porto Marghera

Il modello, di seguito descritto, costituisce il prodotto di una convenzione tra ARPAV e ISMAR-CNR (Istituto di Scienze Marine del Consiglio Nazionale delle Ricerche) finalizzata alla realizzazione di uno studio sulla dispersione delle sostanze tossiche e sul loro impatto sull'ambiente marino della Laguna di Venezia e su parte del Mare Adriatico fuori dalle bocche di Porto.

Il progetto è rivolto a sviluppare una modellistica adeguata a stimare nello spazio e nel tempo (principalmente in fase acuta) le concentrazioni di sostanze pericolose che potrebbero essere rilasciate nell'ambiente lagunare di Venezia in seguito ad incidenti rilevanti nella zona industriale di Porto Marghera o lungo le tratte principali di percorrenza delle navi che trasportano tali sostanze, tenendo conto dei fenomeni non solo fisici dovuti ai moti idrodinamici del corpo idrico, ma anche delle trasformazioni a cui le sostanze possono essere soggette a contatto con l'acqua e a valutare il loro impatto sull'ambiente marino della Laguna di Venezia e su parte del Mare Adriatico fuori dalle Bocche di Porto.

L'istituto ISMAR-CNR, sezione di Venezia, che ha sviluppato negli ultimi decenni una notevole capacità nel campo della modellistica numerica degli ambienti della zona costiera e delle lagune, riconosciuta a livello nazionale ed internazionale, ha realizzato un modello agli elementi finiti, lo SHYFEM (pubblicato per il trasferimento e l'utilizzo nelle public domain sotto licenza GPL), calibrato sulle caratteristiche idrogeologiche della Laguna di Venezia. Tale modello permette di effettuare calcoli sui movimenti idrodinamici e, attraverso dei moduli aggiuntivi, di valutare anche la dispersione di sostanze disciolte, lo scambio termico del corpo idrico, il trasporto dei sedimenti e la qualità delle acque attraverso un modello di eutrofizzazione.

Attraverso la collaborazione ARPA Veneto – ISMAR-CNR ci si è proposti di studiare e quindi di modellare, integrando con un modulo specifico il codice *open-source* SHYFEM, i fenomeni di trasformazione ai quali le sostanze tossiche, che potrebbero essere rilasciate nell'ambiente lagunare, sono potenzialmente soggette, in funzione di tutte le principali variabili ambientali-chimico-fisiche che li caratterizzano. In questo modo è possibile valutare l'impatto delle sostanze pericolose in esame sull'ambiente marino, osservandone la variazione spazio temporale attraverso un'analisi più completa e vicina alla realtà. Il modello quindi permette di studiare i parametri biogeochimici nella Laguna di Venezia sotto l'influenza delle forzanti meteomarine, della marea, dei fiumi e del vento.

INDICE

INDICE	I
1 INTRODUZIONE	3
1.1 Descrizione del progetto.....	3
1.2 Struttura del progetto: fasi e attività.....	4
2 INQUADRAMENTO NORMATIVO	5
2.1 Legislazione per la tutela delle acque	5
2.1.1 La Sezione Seconda della Parte Terza del D.Lgs 152/2006.	5
2.1.2 Legge speciale per la tutela di Venezia.....	7
2.1.3 Limiti della legislazione sulle acque	7
2.2 Legislazione sul rischio	8
2.3 Classificazione ed etichettatura delle sostanze pericolose	9
2.3.1 Le sostanze pericolose per l'ambiente	12
2.4 Legislazione sul danno ambientale	14
3 LA LAGUNA DI VENEZIA	17
3.1 I diversi ambienti della laguna.....	20
3.1.1 Fondali e le specie bentoniche	20
3.1.2 L'acqua: il plancton e le specie ittiche	20
3.1.3 Aree emergenti ed emerse.....	21
4 IL MODELLO IDRODINAMICO SHYFEM.....	23
4.1 Le equazioni del modello	23
4.1.1 Ingressi e condizioni al contorno	26
4.2 Discretizzazione dell'area lagunare e della prima parte del Mare Adriatico fuori dalle bocche di porto.....	27
4.3 Equazione di conservazione di massa per una sostanza tossica.....	30
4.4 Calibrazione e validazione.....	31
5 IL MODULO TOXI.....	33
5.1 La dissoluzione di un inquinante in acqua.....	35
5.2 Fenomeni di speciazione	38
5.2.1 Effetti acido-base.....	38
5.2.2 Adsorbimento	40
5.3 Fenomeni di trasporto.....	42
5.3.1 La solubilità.....	42
5.3.2 Volatilizzazione.....	43
5.4 Fenomeni di trasformazione.....	53
5.4.1 Biodegradazione.....	53
5.4.2 Idrolisi	57
5.4.3 Fotolisi.....	60
5.4.4 Reazioni di ossido-riduzione.....	63
5.5 Bioaccumulo.....	63
6 IL MODULO OIL.....	67
6.1 Proprietà fisiche del petrolio	67
6.1.1 Densità.....	67
6.1.2 Pour Point.....	68
6.1.3 Viscosità.....	68
6.2 Composizione del petrolio	69

6.3	Classificazione dei petroli	71
6.4	Il processo di weathering	72
6.4.1	Algoritmo lagrangiano	74
6.4.2	Diffusione e trasporto.....	74
6.4.3	Evaporazione	75
6.4.4	Dissoluzione	77
6.4.5	Dispersione.....	78
6.4.6	Emulsioni	79
6.4.7	Foto-ossidazione.....	80
6.4.8	Sedimentazione e aggregazione	81
6.4.9	Degradazione microbica.....	82
7	CASO DI STUDIO	85
7.1	Descrizione dello scenario incidentale	85
7.2	L'acrilonitrile.....	87
7.2.1	parametri chimico fisici.....	88
7.2.2	Studio della tossicità acquatica	89
7.3	Analisi di sensitività'	91
7.3.1	Confronto tra Bora e Scirocco.....	92
7.3.2	Confronto tra diversi moduli di velocità del vento	93
7.3.3	Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte e soggetta ai fenomeni degradativi.....	94
7.4	la valutazione della distanza massima di danno.....	95
8	CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI.....	99
	INDICE DELLE TABELLE	101
	INDICE DELLE FIGURE	101
	BIBLIOGRAFIA.....	103
	LINK.....	105
	ALLEGATI.....	107
	APPENDICE A: PHAST PROFESSIONAL 6.42.....	109

1 INTRODUZIONE

L'esperienza storica anche recente di eventi incidentali, quale il rilascio di cianuro di Baia Mare, o il più recente sversamento di benzene in Cina, mostra chiaramente come rilasci di sostanze pericolose in ambiente acquatico non possano essere sottovalutati per le loro vaste e distruttive conseguenze sull'ecosistema. In tale direzione si è già mossa la Comunità Europea con la Direttiva 96/81/CE nella quale, per la prima volta, ha ampliato il campo di applicazione del controllo dei rischi di incidente rilevante anche alle conseguenze ambientali, e, ancora in misura maggiore, nella direttiva 2003/105/CE, in cui viene adottata una sensibile riduzione delle quantità limite previste per le sostanze pericolose per l'ambiente.

L'ambiente acquatico è sicuramente un ambiente "critico" per il trasporto delle sostanze pericolose, poiché, essendo caratterizzato da fenomeni di trasporto e migrazione piuttosto veloci, la propagazione delle sostanze stesse interessa vaste aree.

Proprio per tali ragioni si è ritenuto fondamentale, in un'area unica quale la Laguna di Venezia, che costituisce un sistema complesso sia in termini idrodinamici, sia in termini del delicato equilibrio instaurato a livello di ecosistema con l'area industriale di Porto Marghera e le infrastrutture logistiche del Porto di Venezia, sviluppare uno studio rigoroso e sistematico delle conseguenze acute di eventi incidentali che riguardano sversamenti massivi in acqua superficiale di sostanze pericolose. Questo sia per sostanze pericolose per l'ambiente sia per sostanze che, sebbene non classificate pericolose per l'ambiente, l'esperienza storica ha dimostrato possano, se rilasciate in quantità ingenti, causare conseguenze ambientali non trascurabili.

1.1 DESCRIZIONE DEL PROGETTO

Con delibera del Direttore Generale n. 921 del 26 Ottobre 2005 è stata approvata la convenzione tra ARPAV e ISMAR-CNR (Istituto di Scienze Marine del Consiglio Nazionale delle Ricerche) finalizzata alla realizzazione di uno studio sulla dispersione delle sostanze tossiche e il loro impatto sull'ambiente marino della Laguna di Venezia e su parte del Mare Adriatico fuori dalle bocche di Porto.

Il progetto è rivolto a sviluppare una modellistica adeguata a stimare nello spazio e nel tempo (principalmente in fase acuta) le concentrazioni di sostanze pericolose che potrebbero essere rilasciate nell'ambiente lagunare di Venezia in seguito ad incidenti rilevanti nella zona industriale di Porto Marghera o lungo le tratte principali di percorrenza delle navi che trasportano tali sostanze, tenendo conto dei fenomeni non solo fisici dovuti ai moti idrodinamici del corpo idrico, ma anche delle trasformazioni a cui le sostanze possono essere soggette a contatto con l'acqua e a valutare il loro impatto sull'ambiente marino della Laguna di Venezia e su parte del Mare Adriatico fuori dalle Bocche di porto.

L'istituto ISMAR-CNR, sezione di Venezia, che ha sviluppato negli ultimi decenni una notevole capacità nel campo della modellistica numerica degli ambienti della zona costiera e delle lagune, riconosciuta a livello nazionale ed internazionale, ha realizzato un

modello agli elementi finiti, lo SHYFEM (pubblicato per il trasferimento e l'utilizzo nelle public domain sotto licenza GPL), calibrato sulle caratteristiche idrogeologiche della Laguna di Venezia. Tale modello permette di effettuare calcoli sui movimenti idrodinamici e, attraverso dei moduli aggiuntivi, di valutare anche la dispersione di sostanze disciolte, lo scambio termico del corpo idrico, il trasporto dei sedimenti e la qualità delle acque attraverso un modello di eutrofizzazione.

Con questa attività ci si propone di studiare e quindi di modellare, integrando con un modulo specifico il codice open-source SHYFEM, i fenomeni di trasformazione ai quali le sostanze tossiche, che potrebbero essere rilasciate nell'ambiente lagunare, sono potenzialmente soggette, in funzione di tutte le principali variabili ambientali-chimico-fisiche che li caratterizzano. In questo modo è possibile valutare l'impatto delle sostanze pericolose in esame sull'ambiente marino, osservandone la variazione spazio temporale attraverso un'analisi più completa e vicina alla realtà. Il modello quindi permetterà di studiare i parametri biogeochimici nella Laguna di Venezia sotto l'influenza delle forzanti meteorologiche, della marea, dei fiumi e del vento.

1.2 STRUTTURA DEL PROGETTO: FASI E ATTIVITÀ

In Tab. 1 sono elencate le 5 fasi fondamentali in cui si è proceduto per la realizzazione del progetto con indicate le principali attività.

Tab. 1 : Fasi e attività del progetto

Fasi Progetto	Descrizione	Task	Descrizione
Fase 1	Analisi iniziale	1.1	Valutazione generale fenomeni idrodinamici/trasporto/degradazione
		1.2	Valutazione modellistica disponibile
		1.3	Definizione sostanze di interesse
		1.4	Creazione matrice sostanze/processi
		1.5	Creazione DB sostanze con set parametri per i modelli
		1.6	Valutazione fenomeni relativi al greggio
Fase 2	Integrazione SHYFEM	2.1	Creazione modulo integrativo sostanze miscibili
		2.2	Creazione modulo integrativo Greggio
Fase 3	Validazione	3.1	Verifica e analisi dei risultati
		3.2	Analisi di sensibilità modellistica/fenomenologica
Fase 4	Simulazioni	4.1	Definizione set di condizioni al contorno
		4.2	Definizione file di input "tipo" per diverse condizioni ambientali
		4.3	Casi di studio
Fase 5	Ambiente lagunare	5.1	Definizione del modello concettuale

2 INQUADRAMENTO NORMATIVO

L'argomento trattato da questo lavoro è tema di diversi ambiti legislativi: da una parte tutto ciò che riguarda la tutela delle acque, e di quelle della laguna di Venezia in particolare, dall'altra la normativa sul rischio di incidenti rilevati connesso all'uso di sostanze classificate come pericolose che, a partire dal decreto 334/99, si propone di limitare possibili conseguenze sull'ambiente oltre che sull'uomo, e sul risarcimento dei danni ambientali causati.

2.1 LEGISLAZIONE PER LA TUTELA DELLE ACQUE

I temi fondamentali della normativa sulla tutela delle acque sono raccolti nella Sezione Seconda della Parte Terza del "Testo Unico" sull'Ambiente, D.Lgs. 152/2006 [1], decreto che semplifica, razionalizza e riordina la normativa ambientale esistente sul territorio nazionale. Completano il quadro legislativo in materia di acque le norme di emanazione regionale in relazione al passaggio di rilevanti competenze tra Stato e Regioni.

La Sezione Seconda della Parte Terza del D.Lgs 152/2006, abroga e sostituisce il D.Lgs. 152/1999, recante "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.", identificato col nome di "Testo unico sulle acque", e contiene la disciplina di carattere generale per la tutela delle acque. convivendo con tutta una serie di provvedimenti, in relazione al seguente progetto, riguardanti la salvaguardia della laguna di Venezia, il più importante dei quali è il decreto ministeriale del 23 aprile 1998.

2.1.1 La Sezione Seconda della Parte Terza del D.Lgs 152/2006.

Questa sezione del "Testo Unico", disciplina la tutela delle acque superficiali, artificiali e sotterranee, stabilendo che gli obiettivi da perseguire siano quelli di prevenire e ridurre l'inquinamento, attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati, conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi, perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili, mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate, mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità, impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico.

Attraverso precisi criteri i vari corpi idrici vengono classificati e monitorati o in funzione di obiettivi di qualità ambientale o per specifica destinazione d'uso.

Ogni obiettivo di qualità ambientale è definito in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate, individuando lo stato idoneo ad una particolare

utilizzazione da parte dell'uomo, alla vita dei pesci e dei molluschi. Vengono fissati quindi degli obiettivi minimi da raggiungere, per ogni corpo idrico significativo, entro il 22 dicembre 2015, con obiettivi intermedi per il 31 dicembre 2008, e dei limiti massimi agli scarichi.

Le lagune, ed in particolare la Laguna di Venezia, si collocano tra i corpi idrici superficiali e sono considerate acque di transizione.

Per i corpi idrici superficiali lo stato ambientale è definito in relazione al grado di scostamento rispetto alle condizioni di un corpo idrico di riferimento avente caratteristiche biologiche, idromorfologiche, e fisico-chimiche tipiche di un corpo idrico immune da impatti antropici. A seconda dell'entità dello scostamento dalle condizioni ottimali viene assegnato un stato di qualità che può essere elevato, buono, sufficiente, scadente oppure pessimo.

Gli obiettivi di qualità ambientale per i corpi idrici superficiali prevedono entro il 2015 che venga mantenuto il livello di "elevato" in tutti quei casi in cui questo fosse stato precedentemente ottenuto, oppure venga raggiunto quello di "buono". Anche in funzione di tale obiettivo finale è stato stabilito che entro il 2008 venga raggiunto in tutti i corpi idrici almeno il livello di "sufficiente".

Lo stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali è definito sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico.

Lo stato ecologico è l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici, e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico e della struttura fisica del corpo idrico, considerando comunque prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema.

Lo stato chimico è definito in base alla presenza di sostanze chimiche pericolose.

L'attribuzione delle classi di qualità viene praticamente effettuata attraverso il controllo di tutta una serie di parametri biologici e fisico-chimici del sistema indagato.

Per la classificazione delle acque di transizione i controlli riguardano in particolare:

- il numero di giorni di anossia per anno, misurata nelle acque di fondo, che interessano oltre il 30% della superficie del corpo idrico secondo lo schema:

Tab. 2 : Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri

Stato	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE
Classificazione			
Numero di giorni di anossia/anno che coinvolgono oltre il 30% della superficie del corpo idrico	≤1	≤10	>10

- presenza di particolari sostanze inquinanti sia nell'acqua che nei sedimenti, o dell'accumulo negli organismi.

In seguito all'attività di identificazione delle caratteristiche qualitative che il corpo idrico "Laguna" deve raggiungere, vengono poi fissati dei limiti agli scarichi che abbiano questo soggetto quale accettore.

Il D.Lgs. 152/2007 stabilisce anche che ogni singola regione possa fissare dei limiti più restrittivi di quanto riportato negli allegati sulla parte della tutela delle acque per i vari inquinanti se i corpi acquiferi considerati sono di particolare interesse ecologico o paesaggistico. Tutto ciò viene espletato nei piani di Tutela delle acque che sono redatti dalle singole regioni per inquadrare le caratteristiche dei singoli corpi acquiferi all'interno dei loro bacini idrografici e per fissare obiettivi e strumenti per la protezione della risorsa idrica.

La Delibera della Giunta regionale n. 4453 del 29 dicembre 2004 contiene il Piano di Tutela delle Acque per la regione Veneto. Tale documento, per quanto riguarda obiettivi e limiti da attuare per l'area considerata nel seguente progetto, rimanda alla legislazione specifica sulla laguna di Venezia.

2.1.2 Legge speciale per la tutela di Venezia

La Laguna di Venezia è certamente una delle aree umide naturali più estese ed importanti d'Europa e dell'intero bacino Mediterraneo. Lo Stato, in conseguenza alla più grande alluvione che Venezia ricordi, avvenuta il 4 novembre 1966 e durante la quale la marea ha superato i 190 cm, sono state distrutte le difese della Laguna verso il mare e la città di Venezia è stata completamente allagata, ha emanato una Legge Speciale definendo la salvaguardia di Venezia e della sua Laguna un obiettivo di preminente interesse nazionale. Si tratta della Legge 171/73, "Interventi per la salvaguardia di Venezia".

La Legge 171/73 è la capostipite di tutta una serie di norme che, nel corso degli anni hanno cercato di individuare i percorsi da seguire per tutelare un ambiente delicato e prezioso qual è la laguna di Venezia.

Il Decreto Interministeriale del 23 aprile 1998 ("Requisiti di qualità delle acque e caratteristiche degli impianti di depurazione per la tutela della laguna di Venezia.") [3], con le sue modifiche e adeguamenti, fissa gli obiettivi di qualità da perseguire nella laguna di Venezia e conseguentemente vengono individuati i limiti agli scarichi e i carichi massimi complessivi di inquinanti ammissibili. Come previsto rispetto al "Testo Unico" Ambientale esistono dei limiti più restrittivi per quanto riguarda alcuni inquinanti.

2.1.3 Limiti della legislazione sulle acque

E' utile sottolineare come la legislazione sulla tutela delle acque si concentri peculiarmente nel regolamentare gli scarichi puntuali o diffusi, ma non si occupi di tutto quanto possa riguardare uno sversamento massivo accidentale nel corpo idrico accettore, proprio per la natura estemporanea di tali accadimenti.

Questi possono coinvolgere, in periodi di tempo molto brevi, una quantità di sostanze pericolose per l'ambiente anche molto rilevante, che porta le condizioni del corpo idrico completamente al di fuori di quanto previsto da questa normativa.

Il delicato e prezioso ecosistema della Laguna di Venezia, convivendo con una delle zone industriali più importanti del paese: la zona di Porto Marghera, non può considerarsi estranea alla possibilità che si verifichi un sversamento accidentale.

Per tali situazioni la normativa di riferimento sulla tutela delle acque si deve estendere a quella sul rischio industriale e sulla valutazione dei danni ambientali

Parlando di incidenti rilevanti si cercherà di studiare come poter calcolare i danni provocati da tali evento, obiettivo del seguente progetto.

2.2 LEGISLAZIONE SUL RISCHIO

La regolamentazione del rischio industriale è stata avviata a livello comunitario con la Direttiva 82/501/CE nota come Direttiva Seveso (dall'incidente verificatosi all'ICMESA di Seveso (MI) nel 1976), successivamente sostituita dalla Direttiva 96/82/CE (Seveso II) recepita in Italia dal DLgs 334/99 e s.m.i [2].

La grande innovazione della Direttiva Seveso II è l'estensione del campo di applicazione anche alle sostanze pericolose per l'ambiente e alla prevenzione dei rischi da incidenti ambientali. Mentre la legislazione previgente, infatti, prendeva in considerazione come unico bersaglio di possibili eventi incidentali l'uomo, la Direttiva 96/82/CE proprio all'articolo 1 indica, tra le proprie finalità, la prevenzione degli incidenti rilevanti che abbiano "conseguenze per l'uomo e per l'ambiente."

In ragione di questa importante novità, si è reso necessario l'utilizzo delle tecniche di analisi e previsione del rischio anche ad ecosistemi e aree che, per la loro importanza o per la presenza di determinati fattori di rischio, possono essere definite sensibili. Tali tecniche prevedono la verifica della frequenza di accadimento e la valutazione delle conseguenze dei possibili eventi incidentali ritenuti credibili.

Questa tendenza è stata accentuata ancor di più con la Direttiva 2003/105/CE, la cosiddetta Seveso III. Tale modifica è stata proposta ed attuata in particolare anche a seguito di alcuni eventi incidentali recenti che hanno avuto conseguenze gravi; tra questi non si può non ricordare l'incidente di Baia Mare, in cui il cedimento catastrofico di una diga ha sversato in un affluente del Danubio ingenti quantità di cianuri che hanno comportato gravissimi danni all'ecosistema per vari chilometri a valle della zona di rilascio.

Anche tenendo presente le mutate conoscenze in campo di tutela ambientale, la nuova direttiva ha quindi ulteriormente abbassato le soglie limite per le sostanze pericolose per l'ambiente, in alcuni casi anche dimezzandole. La Seveso III è stata recepita in Italia con il Decreto Legislativo 238/2005.

La Direttiva Seveso dà, nell'Allegato VI, anche i criteri per la notifica alla Commissione Europea di un incidente rilevante. In particolare per quanto riguarda gli incidenti ambientali i criteri per le conseguenze immediate per l'ambiente sono:

- danni permanenti o a lungo termine causati agli habitat terrestri:
 - 0,5 ha o più di un habitat importante dal punto di vista dell'ambiente o della conservazione e protetto dalla legislazione;
 - 10 ha o più di un habitat più esteso, compresi i terreni agricoli;

- danni rilevanti o a lungo termine causati ad habitat di acqua superficiale o marini¹:
 - 10 km o più di un fiume o canale;
 - 1 ha o più di un lago o stagno;
 - 2 ha o più di un delta;
 - 2 ha o più di una zona costiera o di mare;
- danni rilevanti causati a una falda acquifera o ad acque sotterranee¹:
 - 1 ha o più.

Si può osservare come tale direttiva indichi la necessità di una valutazione del danno causato all'ambiente da un evento incidentale ma, nonostante l'evidente sforzo del legislatore nel tentativo di normare questa tipologia di incidenti (si noti a tale proposito la nota inserita), non si può non osservare come i criteri proposti siano ancora oggi piuttosto generali, non molto circostanziati e piuttosto aperti alla interpretazione, poiché manca la precisa definizione di danno permanente, a lungo termine e rilevante.

Proprio per tale motivo questo lavoro può essere visto come un tentativo di risolvere questa questione proponendo un metodo per la definizione di un'area compromessa.

2.3 CLASSIFICAZIONE ED ETICHETTATURA DELLE SOSTANZE PERICOLOSE

La valutazione dei rischi connessi con determinate sostanze chimiche, in fase di produzione, impiego e distribuzione passa inevitabilmente attraverso lo studio accurato delle loro proprietà intrinseche e del loro interagire con differenti supporti, matrici e recettori.

La valutazione delle proprietà chimico-fisiche, tossicologiche ed ecotossicologiche delle sostanze chimiche rappresenta la base per l'identificazione degli effetti dannosi potenziali che possono esercitare nei confronti dell'uomo e dell'ambiente.

La Direttiva 67/548/CEE relativa alla classificazione, imballaggio ed etichettatura delle sostanze pericolose, recepita in Italia con il D.M. del 3/12/1985 e attualmente al XXIX adeguamento al progresso tecnico [4], nasce dalla necessità di definire i rischi connessi con la manipolazione di sostanze chimiche e di preparati pericolosi. Tale direttiva comprende norme di base e norme di carattere tecnico che sono contenute in allegati specifici costituenti parte integrante della legge. Essa si è evoluta nel corso degli anni attraverso 8 modifiche che aggiornano le norme quadro e 29 adeguamenti che modificano gli aspetti tecnici e quindi gli allegati.

La Direttiva 67/548/CEE e s.m.i. prevede una classificazione delle sostanze in relazione alle loro caratteristiche chimico-fisiche, tossicologiche ed ecotossicologiche

¹ Se del caso, si potrà far riferimento, per valutare un danno, alle Direttive 75/440/CEE, 76/464/CEE e alle direttive adottate per la loro applicazione rispetto a determinate sostanze, ossia le Direttive 76/160/CEE, 8/659/CEE, 79/923/CEE oppure la concentrazione letale CL50 per le specie rappresentative dell'ambiente pregiudicato come definite della direttiva 92/32/CEE per il criterio «pericolose per l'ambiente».

determinate in base a metodi standard descritti negli allegati tecnici, ed una etichettatura per l'immissione sul mercato.

Dopo che una sostanza o un preparato sono stati classificati vengono etichettati in conformità a quanto disposto dalla direttiva.

L'etichettatura tiene conto dei pericoli potenziali connessi con la normale manipolazione ed utilizzazione delle sostanze e dei preparati pericolosi nella forma in cui vengono commercializzati ma non necessariamente nelle altre possibili forme di utilizzazione finale, ad esempio allo stato diluito. L'etichetta contiene le informazioni seguenti:

- per i preparati: nome commerciale o designazione;
- per le sostanze: nome della sostanza. Per i preparati: nomi delle sostanze contenute nel preparato in conformità a quanto disposto dalla Direttiva 1999/45/CE;
- nome, indirizzo completo e numero di telefono del responsabile dell'immissione sul mercato della sostanza o del preparato, a prescindere che si tratti del fabbricante, dell'importatore o del distributore;
- simboli e indicazioni di pericolo;
- frasi indicanti rischi specifici (frasi R);
- frasi indicanti i consigli di prudenza (frasi S);
- per le sostanze, il numero CE; inoltre, per le sostanze che figurano nell'allegato I della Direttiva 67/548/CEE anche la dicitura «etichetta CE»;
- per i preparati proposti o venduti liberamente al pubblico: quantità nominale del contenuto se non già specificata altrove sulla confezione.

Anche se la scelta finale delle frasi di rischio e di prudenza più opportune è dettata soprattutto dall'esigenza di fornire tutte le informazioni necessarie, è opportuno tenere conto anche della chiarezza e dell'impatto dell'etichetta sul consumatore. Per salvaguardare la chiarezza, le informazioni necessarie devono essere espresse con un numero minimo di frasi.

Il processo di classificazione consiste nell'inserire una sostanza in una o più categorie attribuendole la o le corrispondenti frasi di rischio. Ogni singola categoria di pericolo è generalmente indicata da un'abbreviazione che rimanda alla categoria di pericolo e/o alle corrispondenti frasi di rischio. In alcuni casi (ad esempio per le sostanze classificate come infiammabili o sensibilizzanti e per alcune sostanze classificate come pericolose per l'ambiente) compaiono solo le frasi di rischio.

Le sostanze e i preparati vengono classificati in 15 classi o categorie in base a:

- proprietà chimico fisiche;
- proprietà tossicologiche;
- effetti specifici sulla salute umana;
- effetti sull'ambiente.

secondo i metodi elencati nell'allegato V della Direttiva 67/548/CEE.

La classificazione e l'etichettatura sono due procedure distinte. L'una classifica le sostanze sulla base delle loro caratteristiche chimico-fisiche, tossicologiche ed

ecotossicologiche, l'altra fondamentale tiene conto dei pericoli potenziali connessi con la normale manipolazione ed utilizzazione. La classificazione ha generalmente implicazioni dirette per l'etichettatura ma non è detto che una sostanza etichettata in un certo modo contenga le stesse informazioni della sua classificazione. Per esempio alcune sostanze, come il benzene o l'1,2-dicloroetano sono etichettate tossiche ma classificate cancerogene.

I simboli illustrati si riferiscono all'etichettatura, le frasi di rischio si riferiscono alla classificazione.

Le classi di pericolo si distinguono in base a:

- proprietà chimico fisiche;
- proprietà tossicologiche;
- effetti specifici sulla salute umana;
- effetti sull'ambiente.

Tab. 3 : Classificazione delle sostanze pericolose e corrispondenti simboli utilizzati nell'etichettatura.

Classificazione in base a:	Classi di pericolo	Etichettatura	Simboli
Proprietà chimico - fisiche	Esplosivo (R2, R3)		E
	Comburente (R7, R8, R9)		O
	Estremamente infiammabile (R12)		F+
	Facilmente infiammabile (R11, R15, R17)		F
	Inflammabile (R10)		
Proprietà tossicologiche	Molto tossico (R26, R27, R28)		T
	Tossico (R23, R24, R25)		Xn
	Nocivo (R20, R21, R22, R48, R65)		Xn
	Corrosivo (R34, R35)		C
	Irritante (R36, R37, R38, R41)		Xi
	Sensibilizzante (R42, R43)		Xn o Xi

Classificazione in base a:	Classi di pericolo	Etichettatura	Simboli
Effetti sulla salute umana	Cancerogeno (R45, R49)	  Cat, 1-2 Cat. 3	T o Xn
	Mutageno (R46, R68)	  Cat, 1-2 Cat. 3	T o Xn
	Tossico per la riproduzione (R60, R61)	  Cat, 1-2 Cat. 3	T o Xn
Effetti sull'ambiente	Pericoloso per l'ambiente		N

In Tab. 3 sono riportate le varie classi di pericolo con le indicazioni dei vari simboli che devono essere utilizzati per l'etichettatura dei prodotti.

Nel D.Lgs 334/99 e s.m.i. si tiene conto della classificazione delle sostanze e non dell'etichettatura.

2.3.1 Le sostanze pericolose per l'ambiente

I criteri per l'assegnazione delle frasi di rischio per le sostanze pericolose per l'ambiente sono basati sui seguenti tre parametri:

- la tossicità su specie acquatiche;
- la degradabilità;
- la capacità di bioaccumulo.

Le frasi di rischio sono quelle di Tab. 4, e possono essere utilizzate anche in combinazione per descrivere sia gli effetti acuti sia quelli a lungo termine di una sostanza, ad esempio: R50/53, R51/53, R52/53.

Tab. 4 : Classificazione ed etichettatura per sostanze o preparati pericolosi per l'ambiente

Etichettatura	
 N = pericoloso per l'ambiente	<p>Pericolosi per l'ambiente (N o/e R52, R53, R59):</p> <p>sostanze e preparati che, qualora si diffondano nell'ambiente, presentano rischi immediati diversi per una o più delle componenti ambientali.</p> <p>Si osserva che ai fini della legislazione inerente i rischi di incidente rilevanti sono considerate solo le frasi di rischio R50 R51 R53, relative alla tossicità in ambiente acquatico</p>

Classificazione
<p>Per l'ambiente acquatico si applicano le frasi di rischio:</p> <p>R50: Altamente tossico per gli organismi acquatici.</p> <p>R51: Tossico per gli organismi acquatici</p> <p>R52: Nocivo per gli organismi acquatici</p> <p>R53: Può provocare a lungo termine effetti negativi per l'ambiente acquatico.</p> <p>Per l'ambiente non acquatico si applicano le frasi di rischio:</p> <p>R54: Tossico per la flora</p> <p>R55: Tossico per la fauna</p> <p>R56: Tossico per gli organismi del terreno</p> <p>R57: Tossico per le api</p> <p>R58: Può provocare a lungo termine effetti negativi per l'ambiente</p>

Al fine di ottenere una valutazione complessiva degli effetti tossici di una sostanza sull'intero ecosistema, è necessario disporre di un set minimale di dati di tossicità acuta, relativi ai tre principali anelli delle catene trofiche (produttori primari, consumatori primari e consumatori secondari). Tali parametri sono quelli riportati, per ciascuno degli indicatori biologici, in Tab. 5.

Tab. 5 : Parametri biologici da determinare in dipendenza degli indicatori biologici.

Indicatore biologico	Parametro da valutare
Pesce (consumatore secondari)	LC ₅₀ /96h: concentrazione in acqua che, in 96 h, determina la morte del 50% delle caviglie sottoposte al test.
Dafnia (consumatore primario)	EC ₅₀ /48h: concentrazione in acqua che, in 48 h, determina l'immobilizzazione del 50% degli organismi sottoposti al test.
Alga (Produttore primario)	CI ₅₀ /72h: concentrazione in acqua che, in 72 h, provoca il dimezzamento del fattore di crescita della popolazione algale.

La degradabilità si desume o dai valori della biodegradazione rapida a 28 giorni o dal valore del rapporto BOD/COD (domanda biologica di ossigeno/domanda chimica di ossigeno), che esprime la tendenza della sostanza a degradarsi per via biotica.

Infine, la capacità di bioaccumulo viene valutata attraverso il valore del fattore di bioconcentrazione (BCF), misurato sperimentalmente determinando la concentrazione della sostanza nell'organismo (di solito pesce), rispetto alla concentrazione nel mezzo (in genere acqua), per tempi standardizzati, oppure stimato sulla base del coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua (Kow), che esprime la tendenza della sostanza a distribuirsi prevalentemente in una soluzione grassa piuttosto che in fase acquosa, ovvero la probabilità che possa accumularsi negli organismi.

In Tab. 6 vengono riportati i range dei parametri per l'assegnazione delle frasi di rischio.

Tab. 6 : Caratteristiche di ecotossicità e classificazione

Frasi di rischio	Bioaccumulo	Biodegradabilità	LC ₅₀ /96 ore	EC ₅₀ /40 ore	IC ₅₀ /72 ore
R50			≤1 mg·l ⁻¹	≤1 mg·l ⁻¹	≤1 mg·l ⁻¹
R50/53	Facilmente bioaccumulabile Log (K _{ow}) ≥3 (BCF > 100)	Oppure non facilmente biodegradabile	≤1 mg·l ⁻¹	≤1 mg·l ⁻¹	≤1 mg·l ⁻¹
R51/53	Facilmente bioaccumulabile Log (K _{ow}) ≥3 (BCF > 100)	Oppure non facilmente biodegradabile	1 ÷ 10 mg·l ⁻¹	1 ÷ 10 mg·l ⁻¹	1 ÷ 10 mg·l ⁻¹
R52/53		Non facilmente biodegradabile	10 ÷ 100 mg·l ⁻¹	10 ÷ 100 mg·l ⁻¹	10 ÷ 100 mg·l ⁻¹
R52	Sostanze che non rientrano in questi criteri, ma che presentano un pericolo per l'ambiente acquatico.				
R53	Sostanze che non rientrano in questi criteri, ma che presentano un pericolo per l'ambiente acquatico a lungo termine. (Esempio: scarsa solubilità in acqua (<1 mg·l ⁻¹) + non facilmente biodegradabile + Log (K _{ow}) ≥3)				

2.4 LEGISLAZIONE SUL DANNO AMBIENTALE

La Responsabilità civile in materia di danno ambientale è stata introdotta a livello nazionale con il comma 1 dell'articolo 18 della Legge 349/86 : “Qualunque fatto doloso o colposo in violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge che comprometta l'ambiente, ad esso arrecando danno, alterandolo, deteriorandolo o distruggendolo in tutto o in parte, obbliga l'autore del fatto al risarcimento nei confronti dello Stato”.

E' stato così creato uno strumento giuridico, per la tutela dell'ambiente, che recepisce un principio fondamentale del diritto internazionale, tradizionalmente noto come “chi inquina paga”.

Dal 1986 in poi tutti coloro i quali siano in qualche modo coinvolti in pratiche e comportamenti che comportano rischi per l'ambiente sono quindi soggetti agli obblighi di risarcimento del danno ambientale eventualmente causato e in particolare al recupero economico di tali danni o al ripristino originario della risorsa ambientale danneggiata.

Perché il procedimento penale o civile promosso dallo Stato, o da un Ente territoriale competente, nei confronti dei responsabili dell'atto doloso o colposo causa del danno, possa essere intrapreso è necessaria, tra le altre condizioni, la determinazione e la quantificazione del danno in termini di alterazione, deterioramento o distruzione totale o parziale dell'ambiente.

L'APAT e altri organi tecnici (tra cui anche l'ARPAV) possono essere chiamati, dal Ministero dell'Ambiente, a svolgere vari compiti nell'iter finalizzato al risarcimento dei danni. In particolare con:

- la stesura di una nota tecnico-giuridica per valutare l'opportunità di procedere all'azione di risarcimento prima che il procedimento giudiziario venga avviato;
- il supporto all'azione di risarcimento attraverso la valutazione del danno ambientale connesso alla presunta compromissione dell'ambiente;
- il supporto all'azione di risarcimento attraverso analisi delle modalità di risarcimento.

La Valutazione del danno ambientale è dunque da considerarsi un'attività tecnico-scientifica finalizzata alla determinazione e alla quantificazione del danno non solo dal punto di vista economico.

Tutto questo, in aggiunta alla proposta di una precisa metodologia di identificazione di un'area compromessa, giustifica quindi il presente lavoro ponendone in evidenza l'utilità

3 LA LAGUNA DI VENEZIA

La Laguna di Venezia si può definire un ambiente di transizione unico nel mondo per la sua importanza storica, economica, geografica ed ambientale.

Con una superficie di 550 km² e con un volume d'acqua di 600·10⁶ m³ è una delle più vaste zone umide del Mediterraneo.



Fig. 1 : La Laguna di Venezia vista dal satellite

La forma del bacino, lungo 50 km e largo tra i 10 e gli 11 km, ricorda quella di uno spicchio di arancia con la convessità rivolta verso NordOvest.

La laguna è compresa tra le foci storiche del Piave a Nord-Est e dell'Adige a Sud-Ovest, più precisamente tra le odierne foci del Sile e del Brenta-Bacchiglione.

E' divisa dal mare da un cordone litoraneo di circa 60 km costituito da 4 lidi sabbiosi, stretti e lunghi: Cavallino, Lido, Pellestrina e Sottomarina. Tra un lido e l'altro è in contatto con il mare attraverso le bocche di porto di Lido (800 m), Malamocco (400 m) e Chioggia (380 m). All'interno del bacino lagunare si trovano: Venezia, Chioggia e oltre 50 isole tra cui

quelle di Murano, Burano e Torcello; circa 70 km² di barene (terreni bassi sull'acqua, coperti da vegetazione alofita); una rete di canali, profondi fino a 15 m, di 1580 km che assicura la propagazione delle correnti di marea fino al confine con la terraferma. In laguna nord e centro-sud il margine lagunare è definito dalle valli da pesca (aree separate dalla laguna viva e attrezzate per l'itticoltura) che occupano una superficie di circa 90 km².

La profondità degli specchi d'acqua varia tra i pochi centimetri delle paludi interne e qualche decina di metri in corrispondenza dei porti e dei canali di navigazione, per un profondità media di circa 1,2 m.

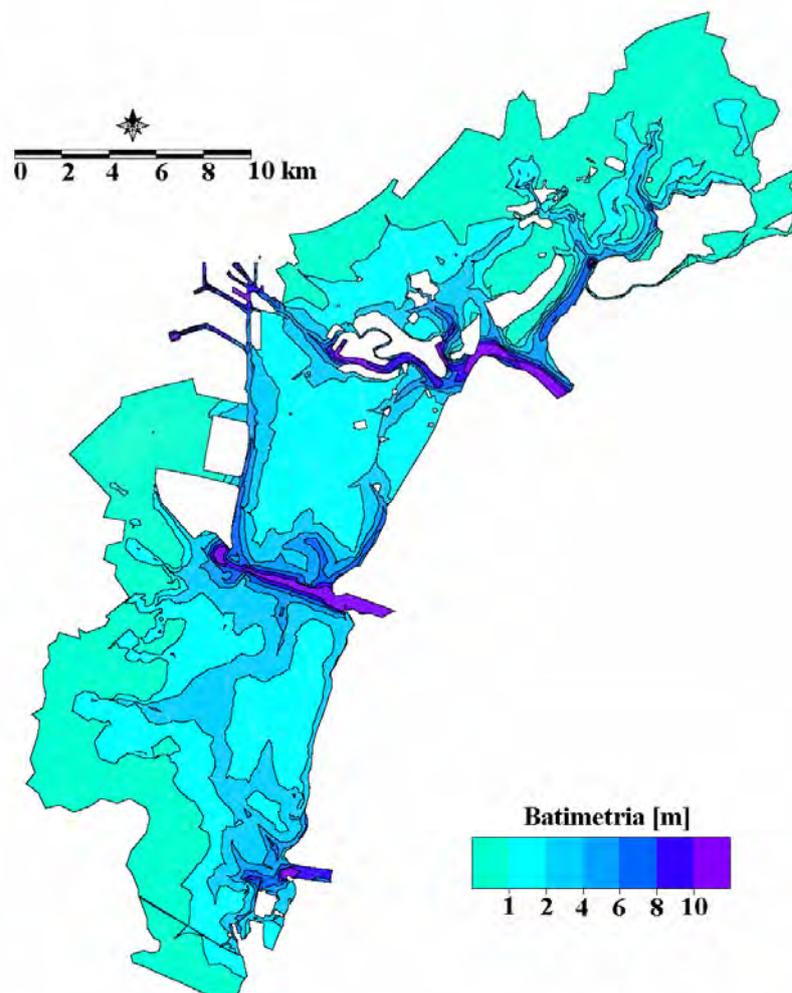


Fig. 2 : Batimetria dell'area lagunare

L'Alto Adriatico governa l'ecosistema lagunare con le sue maree che due volte al giorno entrano ed escono dalla laguna, attraverso le bocche di porto, raggiungendo due punte massime e due punte minime (maree semidiurne). Si è calcolato che il volume medio giornaliero di acqua scambiata tra laguna e mare è di quasi 400 milioni di m³ suddiviso tra le tre bocche di porto nelle percentuali 40, 40, 20 % rispettivamente per Lido, Malamocco, Chioggia. L'escursione media delle maree in laguna è di circa 70 cm (tra -20 cm e +50 cm).

Tuttavia il livello della marea è soggetto a importanti variazioni, soprattutto in rapporto a fattori astronomici e meteorologici.

La Laguna è sottoposta ai sistemi di venti principali del mare adriatico, quello della Bora proveniente da nord-est, e quello di Scirocco, proveniente da sud-est. Il vento di Bora, il di gran lunga più forte in questa zona, soffia approssimativamente parallelo all'asse principale della laguna.

La salinità è molto variabile in tutta l'estensione della laguna, poiché risulta molto influenzata dalle disomogeneità derivante dallo scambio tra i canali profondi e le parti più lontane dei bassi fondali. Si sono riscontrati valori minimi intorno a 22 psu (2) e massimi di 34 psu. I valori minori di salinità si ritrovano ovviamente in prossimità della costa, presso le immissioni dei fiumi, come risulta confermato dall'analisi della 0 nella quale è riportata la variazione della salinità nel bacino.

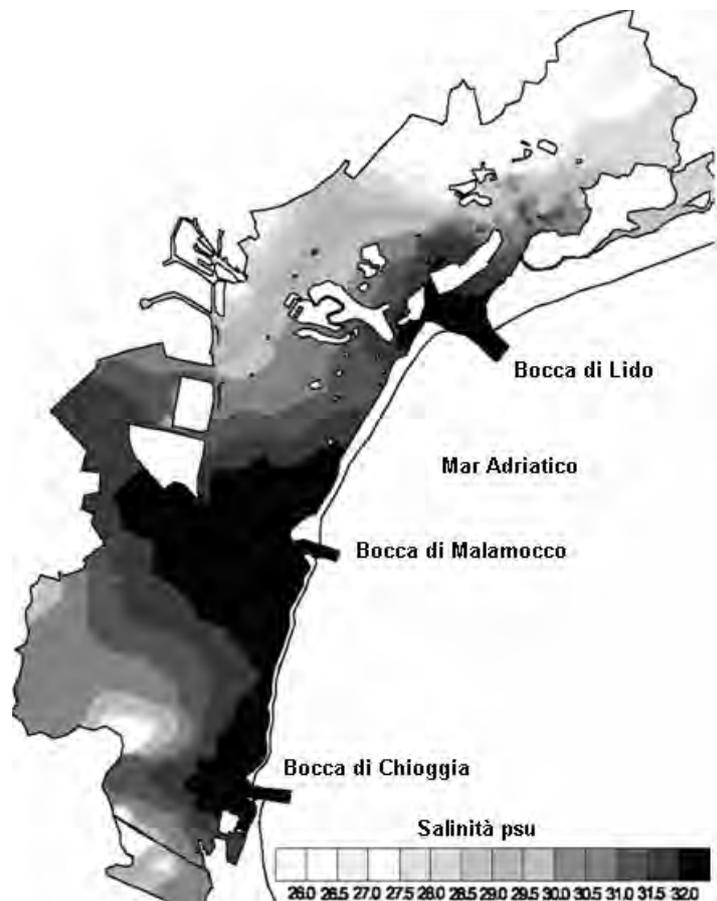


Fig. 3 : Distribuzione della salinità nella Laguna di Venezia.

² practical salinity unit (psu): la scala proposta dall'UNESCO nel 1978 (Practical Salinity Scale (PSS78)), per descrivere la concentrazione dei sali disciolti nell'acqua, definisce la salinità in termini rapporto di conducibilità di un campione rispetto a quella di 32,4356 g di KCl a 15°C in 1 kg di soluzione. Un campione di acqua di mare a 15°C con una conducibilità uguale a quella di questa soluzione del KCl ha una salinità di esattamente 35 unità pratiche di salinità. In realtà in quanto rapporto di conducibilità il valore di salinità è dimensionale, ma in genere per prassi si aggiunge il termine psu (practical scale unit).

3.1 I DIVERSI AMBIENTI DELLA LAGUNA

Fare una distinzione tra aree emerse ed aree sommerse in laguna è un compito arduo se non impossibile in quanto il continuo gioco delle maree crea un rapporto indissolubile tra terra e acqua. Le impercettibili differenze di altimetria danno vita ad un mosaico di ambienti diversi ma riconoscibili, popolati da piante e animali che si sono ritagliati gomito a gomito il loro spazio vitale.

Anche la salinità dell'acqua, variabile dalle bocche di porto alle aree dulcicole in prossimità delle foci dei fiumi, contribuisce a diversificare gli ambienti e di conseguenza la fauna e la flora che li popolano.

Altro importante fattore per la comprensione delle particolari condizioni che si instaurano in laguna è poi la costante immissione, ad opera dei fiumi, di nutrienti inorganici quali azoto, fosforo e silicio che sono fondamentali per lo sviluppo di una grande quantità di flora acquatica

3.1.1 Fondali e le specie bentoniche

Il fondale lagunare, tipicamente costituito da sedimento molle (soprattutto limi e argille frammiste a sabbia in percentuali diverse), è solcato dai ghebi, piccole vie d'acqua che collegano le are più interne con i canali più profondi.

I vasti bassifondi che non emergono mai durante le basse maree sono chiamati paludi e laghi, mentre quelle porzioni che spesso emergono, sono dette velme. Paludi e laghi ospitano spesso macroalghe come l'*Ulva*, l'*Enteromorfa* e la *Gracilaria*.

I fondali lagunari possono essere ricoperti da prati di fanerogame marine, piante superiori con radici, fusto, foglie, fiori e semi adattatesi alla vita acquatica. Esse formano una associazione vegetale nota come zostereto in cui la comunità animale è molto ricca e diversificata, molto di più di quella che vive sui vicini fondali privi di vegetazione.

Le specie faunistiche appartenenti alle biocenosi bentoniche (o di fondo) rivestono vari ruoli funzionali nella struttura dell'ecosistema lagunare. Sono infatti presenti consumatori primari erbivori, ma anche carnivori e onnivori che occupano un livello intermedio, come ad esempio i molti filtratori che si nutrono di fito e zooplancton.

3.1.2 L'acqua: il plancton e le specie ittiche

La laguna è un ambiente salmastro in cui si mescolano acque di ingressione costiera con acque di origine continentale. Questo fa in modo di creare un gradiente di salinità che permette una profonda diversificazione tra le specie che si trovano a vivere nelle sue acque.

3.1.2.1 *Il plancton*

L'insieme degli organismi vegetali di dimensioni microscopiche presenti in sospensione nell'acqua si dice fitoplancton e costituisce il primo anello della catena alimentare

in acqua. Nella Laguna di Venezia è costituito essenzialmente da diatomee e fitoflagellati quali i dinoflagellati, i silicoflagellati, le euglenoficee e i microflagellati.

Il gradiente di salinità che si riscontra inoltrandosi dalle bocche di porto alle zone di deflusso fluviale determina l'esistenza di due popolamenti fitoplanctonici, l'uno tipico di acque litorali, l'altro di estuario.

Le condizioni chimico-fisiche gravemente perturbate da effluenti di varia natura e dalla pesante influenza dell'inquinamento termico nella zona di Fusina e del porto industriale, nonostante il gradiente salino non appaia così marcato, sono invece le cause della riduzione, nella zona, sia del numero delle specie, sia dell'abbondanza degli individui .

3.1.2.2 Le specie ittiche

I pesci sono un elemento fondamentale nell'ecosistema della Laguna di Venezia in cui sono presenti principalmente pesci ossei.

La fauna ittica è rappresentata da un gruppo di specie che compiono all'interno della laguna tutto il ciclo biologico e da specie che compiono migrazioni periodiche dal mare alla laguna e viceversa. In primavera, infatti, la Laguna ha una grande forza di attrazione nei confronti di specie marine in grado di adattarsi alle variazioni termocline, che vi trovano abbondante nutrimento e un ambiente protetto in cui gli avannotti possono svolgere i primi stadi di accrescimento. In autunno, tali specie migrano verso le bocche di porto e verso il mare aperto per trascorrere l'inverno e riprodursi in un ambiente più stabile e favorevole alla sopravvivenza di uova e larve.

Le specie ittiche che restano in laguna tutto l'anno sono i piccoli Nono (*Aphanius fasciatus*), molto comuni, i Gambusia, introdotti dall'America perché si nutrono di grandi quantità di larve di zanzara, il latterino (*Atherina boyeri*), la passera, i singnatidi (*Syngnathus acus*, *S. abaster*) e i mugilidi (*Volpina*, *Verzelata*, *Caustello*, *Lotregan*, *Bosega*), molto resistenti alle variazioni di salinità e temperatura e che tollerano basse concentrazioni di ossigeno.

3.1.3 Aree emergenti ed emerse

Dai bassifondi il terreno si eleva, a volte in maniera netta, a volte in maniera graduale a formare le barene, basse e piatte isole limo-argillose costituite per lo più da sedimenti. Queste formazioni hanno il bordo rialzato e vanno degradando verso il loro interno, spesso occupato da una particolare velma detta chiaro, mentre a volte l'area interna è costituita da vere e proprie paludi. Sono solcate da numerosi piccoli ghebi ed ospitano sulla loro superficie deboli depressioni ellittiche larghe pochi metri, dette pàciare, dove l'acqua è più dolce dopo le piogge e più salata nei caldi giorni estivi. Nelle barene la fauna tende a distribuirsi in fasce altitudinali rispetto al livello medio del mare.

A seconda della loro elevazione, comunque giocata su pochi centimetri, e delle associazioni vegetali che ospitano, le barene si possono classificare in:

- barena bassa: costituita da un leggero declivio che sale dalle velme, è sommersa almeno una volta al giorno dalla marea popolata da specie animali perlopiù marine;
- barena media: ricoperta dal limonio è costituita da poche specie terrestri in grado di resistere ad immersioni anche prolungate;
- barena alta: i ciuffi di puccinella gli conferiscono l'aspetto di una prateria, viene inondata solo durante le più alte maree e presenta una fauna più varia.

In tale complesso, delicato e prezioso ecosistema appare evidente come risulti di fondamentale importanza valutare le conseguenze ambientali di un eventuale rilascio di sostanze pericolose, possibilità non remota data al convivenza con la zona industriale di Porto Marghera e il transito frequente di navi che trasportano sostanze chimiche di diversa natura.

Attraverso una analisi modellistica adeguata che riproduca gli effetti di trasporto e di diffusione dei contaminanti, tenendo conto di tutti i principali fattori che influenzano tali fenomeni e l'applicazione poi dei concetti dell'analisi del rischio è possibile intervenire in sede progettuale (per la pianificazione e progettazione di eventuali emergenze), in sede di valutazione di situazioni esistenti ed in sede di verifica di misure preventive e di protezione.

4 IL MODELLO IDRODINAMICO SHYFEM

A causa della complicata morfologia e topografia del fondo, l'idrodinamica della laguna può essere rappresentata solo mediante l'utilizzo massiccio di modelli matematici. Lo SHYFEM è stato sviluppato tenendo conto delle più avanzate tecniche di rappresentazione analitica e di calcolo allo scopo di descrivere i fenomeni idrodinamici della Laguna nel modo quanto più possibile attendibile.

4.1 LE EQUAZIONI DEL MODELLO

Il modello utilizza il metodo degli elementi finiti per la discretizzazione dello spazio lagunare e uno schema semi-implicito per l'integrazione nel tempo. Le componenti trattate semi-implicitamente sono il gradiente di pressione (livello dell'acqua) nell'equazione di momento ed il termine di divergenza nell'equazione di continuità mentre il termine di attrito, nell'equazione di momento, è trattato implicitamente. Tutti gli altri termini sono trattati in modo esplicito.

Il metodo degli elementi finiti permette una maggiore flessibilità di calcolo rispetto a modelli mono dimensionali o modelli alle differenze finite grazie alla suddivisione del sistema da studiare in triangoli di forma e dimensione differenti.

Il modello utilizzato è un modello bidimensionale agli elementi finiti che permette una descrizione fedele della morfologia e della batimetria lagunare e di rappresentare in modo adeguato i comportamenti degli stretti canali all'interno della laguna, dei limiti e della dinamica delle acque piatte e basse che caratterizzano circa il 15% della superficie totale della laguna di Venezia.

A causa della ridotta profondità della laguna e delle maree che caratterizzano gli ingressi della laguna, non può svilupparsi una stratificazione ed il sistema idrodinamico può essere considerato come ben mescolato, sia in termini di temperatura che di salinità (no gradienti in direzione verticale ma andamento costante dalla superficie al fondo). Questo giustifica l'applicazione delle equazioni per le acque basse del metodo bidimensionale alla laguna di Venezia.

Le equazioni utilizzate dal modello sono le equazioni delle acque basse (Shallow Water Equation) nella loro formulazione con i livelli d'acqua e i trasporti.

$$\begin{aligned}\frac{\partial U}{\partial t} + gH \frac{\partial \zeta}{\partial x} + RU + X &= 0 \\ \frac{\partial V}{\partial t} + gH \frac{\partial \zeta}{\partial y} + RV + Y &= 0 \\ \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} &= 0\end{aligned}$$

dove ζ è il livello dell'acqua, e U, V i trasporti definiti come:

$$U = \int_{-h}^{\zeta} u dz \quad V = \int_{-h}^{\zeta} v dz$$

con u e v le velocità in direzione x e y , g l'accelerazione di gravità, $H = h + \zeta$ lo spessore totale della colonna d'acqua dato da h livello medio mare e ζ , t il tempo ed R il termine di frizione. I termini X, Y contengono tutti gli altri termini quali stress del vento, termini non lineari e quelli che vengono trattati esplicitamente nella discretizzazione nel tempo.

$$X = u \frac{\partial U}{\partial x} + v \frac{\partial U}{\partial y} - fV - \frac{1}{\rho_0} \tau_x^s - A_H \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right)$$

$$Y = u \frac{\partial V}{\partial x} + v \frac{\partial V}{\partial y} - fU - \frac{1}{\rho_0} \tau_y^s - A_H \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right)$$

dove f è il parametro di Coriolis, ρ_0 è la densità dell'acqua costante e τ_{sx}, τ_{sy} rappresentano lo stress del vento che agisce sulla superficie del fluido. L'ultimo termine rappresenta la diffusione orizzontale turbolenta dove A_H è la viscosità orizzontale turbolenta.

Il termine di frizione è stato espresso come:

$$R = c_b \frac{g \sqrt{u^2 + v^2}}{C^2 H}$$

con c_b coefficiente di trascinamento al fondo espresso come:

$$c_b = \frac{g}{Ch}$$

con C_h coefficiente di Chezy che non è costante ma varia con la profondità

$$Ch = k_s H^{1/6}$$

dove k_s è il coefficiente di Strickler [6].

Le equazioni delle acque basse sono ricavate a partire dalle equazioni di Eulero, che descrivono il moto di un fluido comprimibile e che esprimono le leggi di conservazione della massa e della quantità di moto rispetto agli assi x e y .

La semplificazione che è stata applicata per ottenere le SWE è che la densità ρ sia costante ed omogenea su tutto il dominio e che ci sia solo un gradiente di pressione barotropica nel fluido. Dall'equazione dell'idrostatica:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g$$

I gradienti di pressione baroclinica non sono inclusi nelle equazioni, anche se nella laguna esistono gradienti orizzontali di temperatura e salinità; comunque il gradiente della pressione barotropica è molto maggiore.

Le condizioni al contorno prevedono la suddivisione dei bordi del dominio spaziale in bordi aperti e chiusi. Ai bordi aperti il livello dell'acqua è immesso. Ai bordi chiusi la componente normale della velocità è uguale a zero mentre la componente tangenziale della velocità è un parametro libero.

La caratteristica fondamentale del metodo semi-implicito è che unisce i vantaggi di uno schema implicito, incondizionata stabilità per ogni passo temporale scelto, con quelli dello schema esplicito, quali la riduzione della matrice di risoluzione.

La discretizzazione nello spazio delle incognite è stata attuata con il metodo degli elementi finiti parzialmente modificato rispetto alla formulazione classica. Questo approccio si è rivelato necessario per evitare fenomeni di numerical damping e non conservazione della massa dovuti alla combinazione di uno schema di tipo semi-implicito per la discretizzazione del tempo con il metodo standard degli elementi finiti conosciuto come Galerkin method. La differenza fondamentale rispetto alla formulazione originale consiste nel suddividere lo spazio in triangoli (elementi) e nel descrivere i livelli d'acqua ζ i trasporti U , V , utilizzando funzioni di forma φ di diverso ordine, lineari nel caso dei livelli, mentre, per i trasporti, costanti ad ogni passo spaziale [6].

Le funzioni di forma hanno dunque una formulazione molto semplice che ne permette la risoluzione analitica su tutto il dominio. Pertanto una variabile come il livello ζ può essere scritta come:

$$\zeta = \zeta_m \varphi_m \quad m = 1 \dots K$$

dove ζ_m è il valore di ζ nel nodo m , φ_m è la funzione di forma associata al nodo m e K il numero totale dei nodi del dominio.

Le funzioni di forma φ valgono 1 nel nodo m e 0 negli altri nodi. In Fig. 4, nella parte in alto a sinistra, viene riportata la funzione di forma per il nodo i .

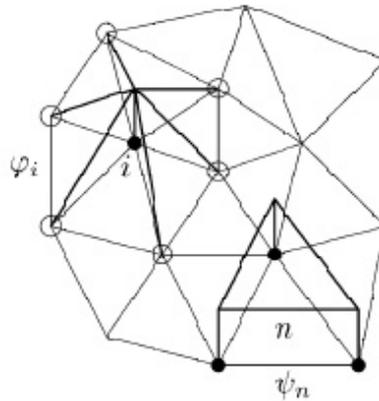


Fig. 4 : Funzioni di forma utilizzate nel dominio del modello FEM

I punti pieni indicano i nodi nei quali la funzione vale 1 mentre quelli vuoti i nodi dove il valore è nullo.

I trasporti U e V vengono invece calcolati su ogni elemento (triangolo) attraverso una funzione di forma costante (non continua) ψ_n . Possiamo quindi scrivere la componente x del trasporto come:

$$U = U_n \psi_n \quad n = 1 \dots J$$

dove J ora rappresenta il numero totale di triangoli nel dominio. Un esempio ψ_n di è mostrato nella porzione in basso a destra di Fig. 4 [5].

Il vantaggio di tale modello consiste nella possibilità di variare le dimensioni e la forma degli elementi per rappresentare adeguatamente le complicate regioni batimetriche della Laguna di Venezia (e raggiungere un livello di dettaglio maggiore là dove lo studio lo richiede) e di meglio rappresentare le zone con interessante attività idrodinamica.

Un ulteriore approfondimento è dato nel manuale d'uso in Allegato 1.

4.1.1 Ingressi e condizioni al contorno

I fattori principali che governano la fluidodinamica lagunare sono la marea e il vento. Altri parametri che possono influenzare le dinamiche acquatiche sono l'apporto dei fiumi, la pioggia e l'evaporazione, ma si tratta di influenze molto meno marcate.

La marea viene inserita nel modello attraverso l'imposizione dei livelli acquatici alle tre bocche di porto, che sono anche i tre bordi aperti del nostro sistema, in modo che velocità e flussi sono liberi di aggiustarsi di conseguenza. Varia tra ± 50 cm durante la primavera e ± 15 cm nel periodo di minimo delle maree.

Il vento deve essere fornito come direzione e verso all'altezza standard di 10 m sul livello dell'acqua. Agisce sulla superficie dell'acqua, è rappresentato attraverso l'uso di una legge quadratica come:

$$\tau_x^s = \rho_a c_D |u^w| u_x^w$$

$$\tau_y^s = \rho_a c_D |u^w| u_y^w$$

dove c_D è il coefficiente aerodinamico (di trascinamento) del vento, ρ_a è la densità dell'aria, u_x^w e u_y^w sono le velocità del vento in direzione x ed y all'altezza standard di 10 m e $|u^w|$ il suo modulo. Il vento è stato misurato su piattaforme oceaniche situate nel mar Adriatico ogni 3 ore.

Per il coefficiente aerodinamico (di trascinamento) del vento c_D è stato utilizzato un valore standard di $1,5 \cdot 10^{-3}$. Non è stato utilizzato un coefficiente aerodinamico variabile a causa dell'alta incertezza dei dati del vento.

Per la diffusività turbolenta in direzione orizzontale K_H è stato scelto un basso valore pari a $3 \text{ m}^2/\text{s}$ e la viscosità turbolenta orizzontale è stata posta pari a 0 perché nel caso della laguna di Venezia non c'era la necessità di stabilizzare la soluzione numerica con la viscosità.

Ultimo e fondamentale ingresso al modello è il flusso di inquinante che è necessario fornire a step temporali prestabiliti (600 s) perché possa omogeneizzarsi con il resto delle variabili in gioco.

4.2 DISCRETIZZAZIONE DELL'AREA LAGUNARE E DELLA PRIMA PARTE DEL MARE ADRIATICO FUORI DALLE BOCHE DI PORTO

Il modello ad elementi finiti deve essere supportato da una griglia a struttura irregolare su cui far avvenire la simulazione. I files di griglia sono strutturati in modo da poter rappresentare in un piano cartesiano la struttura geometrica e la batimetria della laguna attraverso punti, detti nodi, linee ed elementi triangolari variabili per dimensioni e forma. Il file di griglia è composto da due matrici consecutive, una che definisce i nodi e l'altra gli elementi tramite numero, coordinate e tipo.

La griglia segue la morfologia della laguna e presenta un definizione maggiore nei canali dove il movimento di sostanze pericolose risulta essere particolarmente significativo.

Sono state elaborate due griglie: una discrezza la sola Laguna di Venezia, l'altra considera anche l'area del Mare Adriatico subito fuori le bocche di porto. La scelta dell'una o dell'altra griglia dipende dalla zona che si vuole considerare e/o dalla velocità di calcolo richiesta:

La griglia di Fig. 5 consta in 6251 nodi e 11093 elementi. Gli elementi della griglia posseggono una superficie compresa tra un minimo di 6 ed un massimo di 13000 m^2 .

La griglia di Fig. 6 consta in 10728 nodi e 19760 elementi. Gli elementi della griglia posseggono una superficie compresa tra un minimo di 6 ed un massimo di 13000 m^2 .

Per ogni nodo vengono definiti la profondità ed il tipo di fondale, perché a fondali diversi corrispondono differenti valori del coefficiente di frizione che tiene conto della diversa interazione dell'acqua con la superficie sottostante a causa di caratteristiche quali la rugosità.



Fig. 5 : Griglia della sola Laguna di Venezia

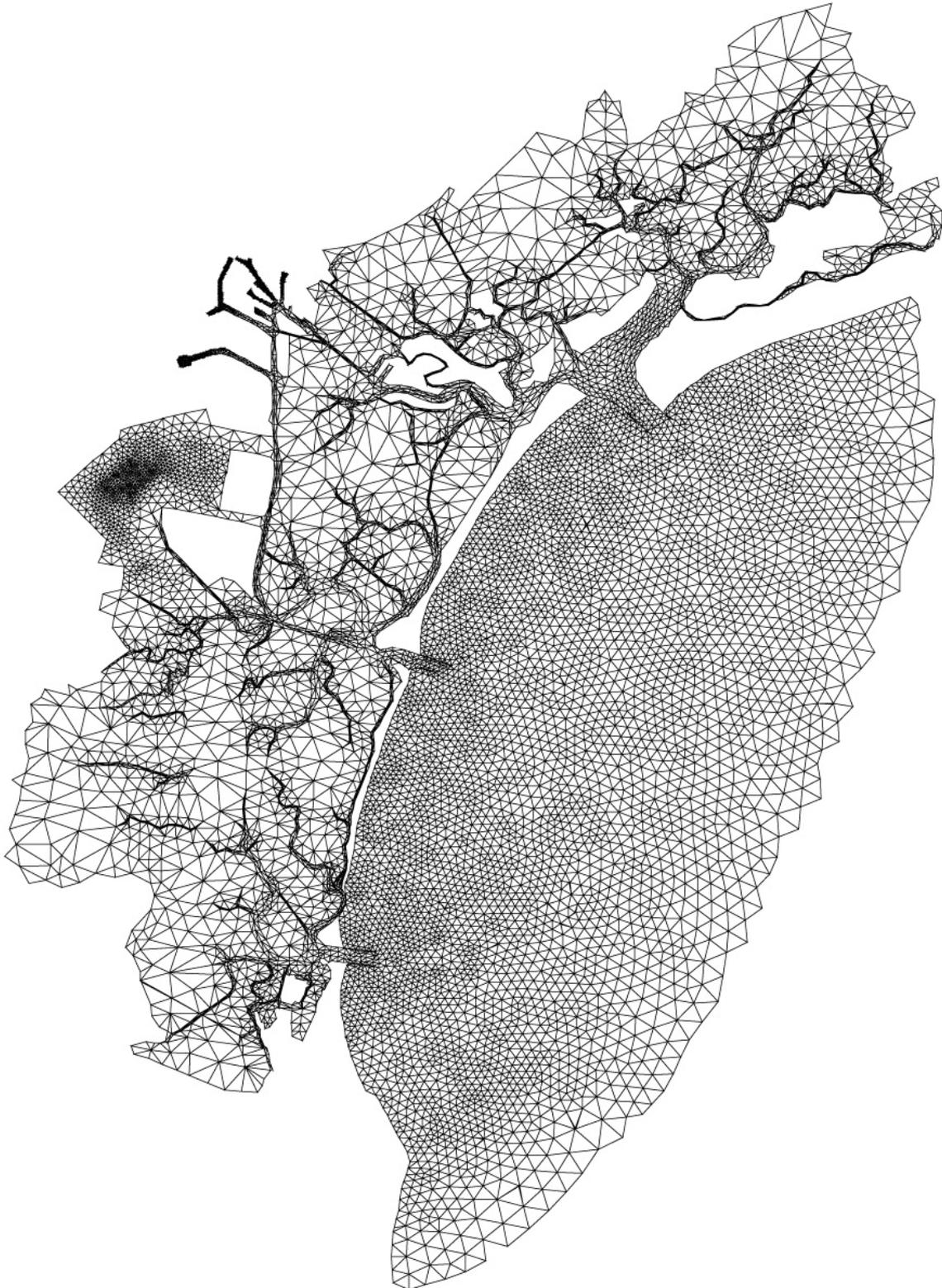


Fig. 6 : Griglia della laguna di Venezia e della prima parte del Mare Adriatico fuori dalla bocche di porto

4.3 EQUAZIONE DI CONSERVAZIONE DI MASSA PER UNA SOSTANZA TOSSICA

Il modello permette di calcolare l'evoluzione della concentrazione di una sostanza disciolta. L'equazione che governa questo fenomeno è la seguente [6]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} = K_H \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + Q_s + I$$

dove $C = \int_{-h}^{\zeta} cdz$, c è la concentrazione della sostanza, K_H è la diffusività turbolenta orizzontale, Q_s racchiude le reazioni di degradazione che avvengono su c ed I rappresenta l'input di sostanza. In questa formulazione i flussi tra il fondo e la colonna d'acqua sono stati trascurati. In questa formulazione i flussi di inquinante verso il fondo sono stati trascurati, ma questo non influenza i risultati ottenuti in quanto lo studio effettuato risulta più cautelativo rispetto alla situazione reale.

I fenomeni di degradazione agiscono sulla concentrazione di tossico disciolta in acqua pertanto si avrà che la concentrazione totale di sostanza C sarà data da:

$$C = C_w + C_p$$

con C_w sostanza in fase disciolta ed C_p sostanza adesa al particolato organico.

La nuova equazione tiene quindi conto dei processi degradativi ai quali va incontro una sostanza tossica dispersa in acqua.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} - K_H \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) = \frac{K_{ol}}{z} \cdot \left(\frac{C_a \cdot R \cdot T_w}{H} - f_i \cdot C_w \right) - (k_b + k_h + k_{ph} + k_o) \cdot C_w + I$$

dove

K_{ol} = coefficiente globale di scambio di materia dovuto alla volatilizzazione

f_i = frazione della sostanza in forma ionica

C_a = Concentrazione in aria

H = Costante di Henry

T_w = Temperatura dell'acqua

R = Costante dei gas

k_b = Coefficiente di biodegradazione

k_h = Coefficiente di idrolisi

k_{ph} = Coefficiente di fotolisi

k_o = Coefficiente di ossidazione

4.4 CALIBRAZIONE E VALIDAZIONE

Il modello idrodinamico della Laguna è stato calibrato e validato attraverso tutta una serie di sperimentazioni e confronti con dati sperimentali.

Innanzitutto è stata effettuata una calibrazione utilizzando delle onde armoniche che ha permesso di verificare quali fossero i più opportuni valori del coefficiente di Strickler per i diversi tipi di fondale che davano i migliori risultati per la simulazione delle onde di marea (Tab. 7).

Tab. 7 : Valori del coefficiente di Strickler per le diverse tipologie di elementi.

Tipologia dell'elemento	Coefficiente di Strickler	
	in	out
Generico	30	
Fondale marino	26	
Canale	27	
Bocca di Chioggia	38	19
Bocca di Malamocco	30	17
Bocca di Lido	30	20

E' stata effettuata poi una validazione comparando i risultati del modello con due diversi set di dati storici disponibili, sia in condizioni di assenza di vento, che per vento forte che fortemente influenzava i livelli acquatici.

Infine il modello è stato testato con una simulazione di un intero anno per confrontare i risultati ottenuti sui parametri ambientali temperatura e salinità.

Tutte le simulazioni effettuate hanno dato buoni risultati e sono piuttosto importanti per verificare che il modello rappresenta in modo appropriato non solo il comportamento dei livelli d'acqua ma anche i fenomeni di trasporto e dispersione. Durante queste simulazioni nessun parametro del modello è stato modificato.

Il massimo scarto sui livelli era dell'ordine dei 5 cm, il ciclo annuale della variazione termica era rispettato e anche i risultati sulla salinità potevano ritenersi in buon accordo con i dati sperimentali, considerando anche la carenza degli input sulle quantità di acqua dolce riversate in laguna da parte dei fiumi.

5 IL MODULO TOXI

Quando una sostanza tossica entra in contatto con una matrice acquatica, il suo destino è quello di essere trasportata con la corrente e trasformata, o degradata, ad opera di tutta una serie di fenomeni comandati essenzialmente dalle sue caratteristiche chimico-fisiche e dalle condizioni dell'ambiente in cui si trova ad interagire.

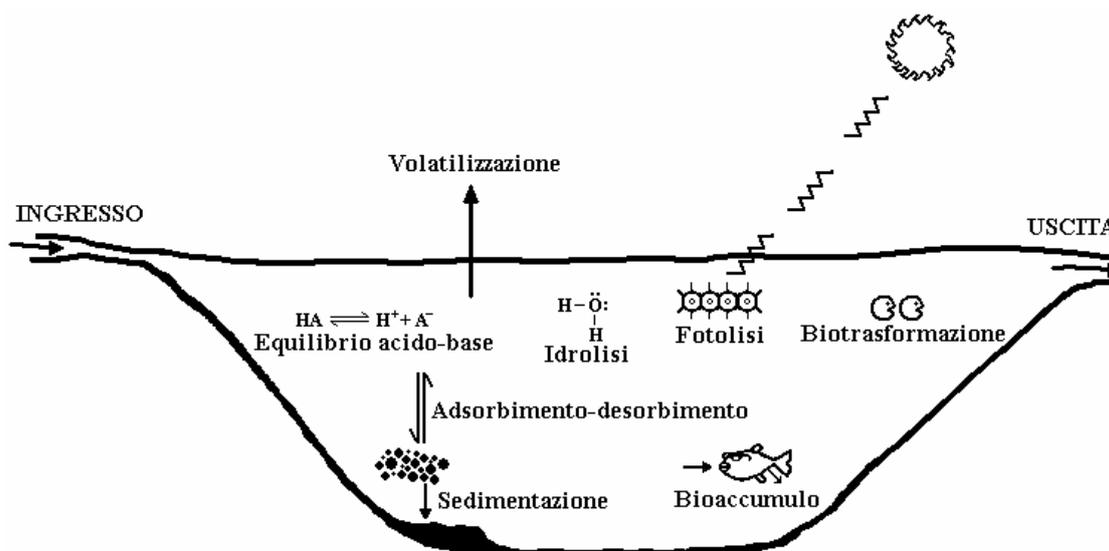


Fig. 7 : Principali fenomeni di trasformazione in ambiente acquatico.

I processi a cui un sostanza è potenzialmente soggetta, raffigurati complessivamente in Fig. 7, possono essere raccolti nelle seguenti categorie:

- **Speciazione**
 - *Equilibrio acido-base*: il pH dell'acqua determina la frazione dell'acido o base organica allo stato neutro o ionico, influenzando quindi la volatilità della sostanza.
 - *Assorbimento*: i composti organici idrofobici possono essere assorbiti in materiale sospeso nel corpo idrico; il loro destino di conseguenza, è influenzato dal destino del materiale sospeso.
- **Trasporto**
 - *Precipitazione-dissoluzione*: i limiti di solubilità di sostanze inquinanti organiche e inorganiche possono influenzare i processi di trasformazione causando restrizioni al trasporto o modificando le vie di trasporto.
 - *Avvezione*: i flussi idrodinamici trasportano l'inquinante il quale contemporaneamente dissolve o viene assorbito nei sedimenti.
 - *Volatilizzazione*: gli inquinanti organici possono passare in atmosfera dal corpo idrico riducendo la concentrazione dissolta.

- *Sedimentazione*: la deposizione dei sedimenti sospesi contenenti inquinante assorbito come il diretto assorbimento e desorbimento dal fondo può alterare la concentrazione in acqua.
- **Trasformazione**
 - *Biodegradazione*: gli organismi microbici metabolizzano gli inquinanti alterando la loro tossicità nel processo.
 - *Fotolisi*: l'assorbimento della luce da parte dell'inquinante causa reazioni chimiche che influenzano la sua tossicità.
 - *Idrolisi*: la reazione di un composto con l'acqua da prodotti organici più semplici e piccoli.
 - *Ossido-riduzioni*: sono le reazioni di inquinanti organici e metalli le quali implicano la sottrazione o addizione di elettroni influenzando ampiamente le loro proprietà ambientali. Per le sostanze organiche quasi tutte le redox sono reazioni microbicamente mediate.
- **Bioaccumulo**
 - *Bioconcentrazione*: assorbimento degli inquinanti tossici nel biota attraverso mezzi passivi
 - *Biomagnificazione*: assorbimento degli inquinanti tossici attraverso consumo di cibo contaminato.

Analiticamente, i processi di trasporto e trasformazione responsabili della rimozione di un inquinante dalla colonna d'acqua sono adeguatamente rappresentati da una cinetica del primo ordine secondo una relazione:

$$\text{Rateo di inquinante rimosso} = k_i \cdot C$$

dove:

k_i = cinetica del primo ordine per il processo i ; 1/s

C = concentrazione di inquinante, g/L

La valutazione dei processi con cinetiche del primo ordine rispetto alla concentrazione di inquinante è particolarmente conveniente per l'analisi del destino acquatico, infatti, quando tutti i processi del primo ordine agiscono indipendentemente, il rateo totale di inquinante rimosso è dato da una sommatoria:

$$\text{Rateo totale di inquinante rimosso} = k_t \cdot C$$

dove:

$$k_t = \sum_i k_i = k_v + k_b + k_h + k_{ph} \quad k_o = \text{Costante cinetica globale di rimozione}$$

k_v = Costante cinetica di volatilizzazione

k_b = Costante cinetica di biodegradazione

k_h = Costante cinetica di idrolisi

k_{ph} = Costante cinetica di fotolisi

k_o = Costante cinetica di ossidazione

Di seguito i fenomeni elencati verranno approfonditi. Per ognuno di essi verrà esposto un metodo per stimarne la costante cinetica caratteristica o quella d'equilibrio. Le relazioni analitiche descritte sono quelle implementate per il modulo TOXI ad integrazione del modello idrodinamico SHYFEM.

Per completare la valutazione del destino di un inquinante verrà prima descritta la dinamica di dissoluzione che costituisce l'input delle concentrazioni per il modello idrodinamico e per i vari fenomeni degradativi.

5.1 LA DISSOLUZIONE DI UN INQUINANTE IN ACQUA

Quando una sostanza miscibile viene sversata in acqua si forma dapprima una pozza, uno strato di componente puro, sulla superficie dell'acqua, che si evolve prima allargandosi per effetto della forza peso e poi restringendosi su sé stessa a causa dei fenomeni di evaporazione e dissoluzione che ne fanno diminuire la massa. Il modello usato per prevedere tale fenomeno è basato sulla teoria sviluppata da Dodge et al. [9] e calcola la dissoluzione tramite un procedimento iterativo che chiude sia il bilancio di materia che quello di energia. Tale modello è implementato nel pacchetto PHAST Professional in dotazione al Dipartimento ARPAV di Venezia, utilizzato per la fase di validazione e sensibilità modellistica e di cui si riporta una breve descrizione in Appendice A.

Partendo dal flusso di massa dell'inquinante sversato, viene calcolato il raggio della pozza secondo due diverse formulazioni, tipiche di due diversi regimi di moto delle molecole di fluido che si instaurano in serie l'uno all'altro.

Nei primi istanti del fenomeno, infatti, la forza peso, che spinge il liquido ad occupare sempre più superficie, viene contrastata principalmente dall'inerzia che risulta predominante rispetto a tutte le altre forze. Si è in questo caso di fronte ad una pozza di uno spessore non trascurabile, sviluppata più in profondità che in superficie. Il fenomeno in questi istanti soddisfa al regime gravità-inerzia.

Mano a mano che il tempo passa, però, la pozza si estende e contemporaneamente diminuisce il suo spessore. In tale situazione le forze di attrito viscoso tra le molecole del liquido in movimento e quelle sottostanti d'acqua cominciano a diventare predominanti rispetto alla forza d'inerzia: si entra allora nel regime gravità-viscosità.

Il calcolo del raggio di pozza permette di quantificarne l'area che è anche la superficie attraverso la quale si effettuano tutta una serie di scambi di calore che compongono il bilancio d'energia dell'inquinante sversato:

$$\frac{dT_{pool}}{dt} = \frac{Q_{net}}{M_{pool} \cdot c_p(T_{pool})}$$

nel quale:

T_{pool} = temperatura del liquido che forma la pozza, K

t = tempo, s

Q_{net} = flusso netto di calore alla pozza, W

M_{pool} = massa della pozza di inquinante, kg

$C_p(T_{pool})$ = capacità termica del liquido alla temperatura della pozza, J/(kg·K)

Il flusso di calore alla pozza è composto da vari termini:

$$Q_{net} = Q_{cond} + Q_{conv} + Q_{rad} + Q_{sol} + Q_{spill} - Q_{evap}$$

dove:

Q_{cond} = calore di conduzione scambiato con l'acqua, W

Q_{conv} = calore di convezione scambiato con l'aria, W

Q_{rad} = calore dovuto alla radiazione solare, W

Q_{sol} = calore di dissoluzione, W

Q_{spill} = calore dovuto al versamento di nuovo liquido che può, in genere, essere ad una temperatura diversa da quella della pozza, W

Q_{evap} = calore di vaporizzazione, W

Vaporizzazione e dissoluzione vengono modellate considerando tra i parametri la rugosità dell'acqua e l'altezza delle onde sull'acqua, fattori che dipendono entrambi dalla velocità del vento.

In particolare, dato l'interesse specifico per il fenomeno della dissoluzione, è opportuno sottolineare come il calore di dissoluzione venga calcolato da:

$$Q_{sol} = \Delta H_{sol} E_{sol}$$

dove:

E_{sol} = flusso di materia disciolta, kg/s

ΔH_{sol} = calore di dissoluzione, J/kg

Il flusso di materia disciolta, o rateo di dissoluzione è calcolato in questa fase come:

$$E_{sol}(t) = 10\pi r^2 u_*^w \rho_w Da^* \ln\left(\frac{1-w_{inf}}{1-w_s}\right)$$

con:

$$Da^* = \frac{1}{\frac{Sc_t \ln(\delta_+)}{\kappa} + \beta + 2.35} = \text{numero di Dalton, adimensionale}$$

$Sc_t = 0.85$ = numero di Schmidt turbolento, adimensionale

$\kappa = 0.4$ numero di Von Karman, adimensionale

$$\beta = \begin{cases} 12.5Sc_t + \frac{Sc_t \ln(Sc)}{\kappa} - 5.3 & v_{10} < 5 \\ 0.55h_w^{1/2}(Sc^{2/3} - 0.2) - \frac{Sc_t \ln(h_w)}{\kappa} + 11.2Sc_t & v_{10} > 5 \end{cases}, \text{ adimensionale}$$

$$\delta_+ = \frac{10u_*^{air} \rho_{air}}{\mu_{air}} = \text{spessore del film entro cui avviene il fenomeno, m}$$

$$h_w = 0.01384 \frac{u_{10} u_*^{air} \rho_{air}}{\mu_{air}} = \text{altezza dimensionale dell'onda, adimensionale}$$

$$u_*^{air} = u_{10} \left(\frac{1}{2} C_f\right)^{1/2} = \text{velocità di frizione dell'aria, m/s}$$

$$\frac{1}{2} C_f = \begin{cases} 1.98 \cdot 10^{-3} & u_{10} < 0.1 \\ 1.25 \cdot 10^{-3} \cdot u_{10}^{-0.2} & 0.1 < u_{10} < 3.06 \\ (0.8 + 0.065 \cdot u_{10}) \cdot 10^{-3} & 3.06 < u_{10} < 22.3 \\ 2.25 \cdot 10^{-3} & u_{10} > 22.3 \end{cases} = \text{coefficiente di frizione, adimensionale}$$

Sc = numero di Schmidt del liquida, adimensionale

u_{10} = velocità del vento a 10 m dalla superficie dell'acqua, m/s

ρ_{air} = densità dell'aria, kg/m³

μ_{air} = viscosità dinamica dell'aria. Pa·s

r = raggio della pozza, m

$$u_*^w = u_*^{air} \left(\frac{\rho_{air}}{\rho_w}\right)^{1/2} = \text{velocità di frizione dell'acqua, m/s}$$

$w_{inf} \approx 0$ = frazione molare dell'inquinante all'infinito, adimensionale

w_s = solubilità dell'inquinante in acqua espressa come frazione molare, adimensionale

ρ_w = densità dell'acqua, kg/m³

Dal bilancio energetico si determina la temperatura della pozza e quindi i flussi di evaporazione e di dissoluzione vengono rivalutati iterativamente in maniera da chiudere il bilancio di massa rappresentato dalla formula:

$$\frac{dM_{pozza}}{dt} = S(t) - E_{vap}(t) - E_{sol}(t)$$

dove:

$E_{sol}(t)$ = flusso di materia disciolta, kg/s

$E_{vap}(t)$ = flusso di evaporazione, kg/s

M_{pozza} = massa della pozza, kg

$S(t)$ = flusso di inquinante sversato, kg/s

La funzione $E_{sol}(t)$, ottenuta nel procedimento è proprio quella che è stata utilizzata quale ingresso al modello idrodinamico al modulo per la valutazione dei fenomeni degradativi.

5.2 FENOMENI DI SPECIAZIONE

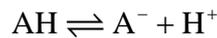
I fenomeni di speciazione non implicano un vero e proprio cambiamento nella struttura chimica dell'inquinante che li subisce, ma solo una diversa ripartizione tra le varie fasi che compongono il sistema. Questo può cambiare la reattività della specie coinvolta ed è quindi fondamentale tenerne conto per capire quale possa essere il comportamento di una sostanza disciolta in acqua.

5.2.1 Effetti acido-base

La dissociazione di un acido o una base organica in acqua può produrre effetti significativi sulle sue proprietà ambientali. Solo specie elettricamente neutre per esempio sono direttamente volatili. Quasi tutti i fenomeni di trasformazione hanno velocità diverse a seconda che la specie considerata si presenti in condizioni ioniche o neutre, ovvero a seconda che sia o meno dissociata in acqua.

La ripartizione di una sostanza tra la fase neutra e quella ionica è determinata dal valore della sua costante di dissociazione (acida o basica) e dal pH dell'acqua.

Per definizione gli acidi sono quelle sostanze che, in soluzione, rilasciano ioni idrogeno:



Le reazioni di dissociazione sono estremamente rapide e possono essere rappresentate da espressioni d'equilibrio:

$$K_a = \frac{[\text{H}^+][\text{A}^-]}{[\text{HA}]}$$

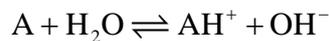
in cui :

K_a = costante di dissociazione acida, mol/L

$[\text{H}^+]$ = concentrazioni dello ione idrogeno, mol/L

$[\text{A}^-]$, $[\text{HA}]$ = concentrazioni della forma ionica dissociata e della forma neutra della sostanza, mol/L

Per sostanze di natura basica si può scrivere:



con la costante di dissociazione basica definita da:

$$K_b = \frac{[\text{AH}^+][\text{OH}^-]}{[\text{A}]}$$

in cui :

K_b = costante di dissociazione basica, mol/L

$[\text{OH}^-]$ = concentrazioni dello ione idrossido, mol/L

$[\text{AH}^+]$, $[\text{A}]$ = concentrazioni della forma ionica dissociata e della forma neutra della sostanza, mol/L

La quantità di ioni idrogeno che vengono donati dall'inquinante alla soluzione dipende dal precedente contenuto di ioni H^+ in acqua, quindi dal pH:

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

Nelle acque naturali il range di variazione di tale parametro è 4 -10

Definendo il $\text{p}K_a = -\log_{10} K_a$ quale parametro utilizzabile per stimare la forza di un acido, il $\text{p}K_b = -\log_{10} K_b$ quale parametro utilizzabile per stimare la forza di una base e ricordando il prodotto ionico dell'acqua:

$$K_w = [H^+][OH^-] = 10^{-14}$$

e il corrispondente $pK_w = -\log_{10} K_w$ si può stimare la frazione dell'inquinante che permane in forma neutra nel seguente modo:

$$\alpha = \frac{C_w}{C} = \frac{1}{1 + 10^{(pH - pK_a)}} \quad \text{per un acido organico}$$

$$\beta = \frac{C_w}{C} = \frac{1}{1 + 10^{(pK_w - pK_b - pH)}} \quad \text{per una base organica}$$

dove:

C = concentrazione totale dissolta dell'acido/base organica

C_w = concentrazione dell'acido/base organica non in fase ionica.

Per l'utilizzo delle relazioni precedenti risulta fondamentale la stima della costante di autoprotolisi dell'acqua K_w che può essere stimata secondo la relazione riportata nel paragrafo 5.4.2 dove viene descritto la costante cinetica di idrolisi [20].

L'espressione del rateo di volatilizzazione che principalmente subisce l'effetto della dissociazione deve quindi utilizzare come concentrazione di tossico la frazione alla quale è elettricamente neutro (cioè in forma non ionica).

L'equazione della velocità di sostanza che volatilizza descritta in modo approfondito al paragrafo 5.3.2, diventa:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{K_{ol}}{z} \cdot \left(C_w \cdot f - \frac{C_a \cdot R \cdot T_w}{H} \right)$$

dove f è la frazione α o β del tossico in forma non ionica.

5.2.2 Adsorbimento

L'adsorbimento di una sostanza chimica consiste nel processo di accumulazione della stessa nella regione al limite dell'interfaccia solido-liquido. L'adsorbimento si verifica quando la rete attrattiva sorbato-sorbente vince quella soluto-solvente, dove il soluto e il sorbato si riferiscono rispettivamente alla specie assorbita in soluzione e all'interfaccia.

L'adsorbimento di una sostanza chimica in un ambiente naturale è rilevante poiché il destino di sorbati e soluti può essere significativamente diverso. I sorbati vengono trasportati avanti con i sedimenti e possono depositarsi sulle rive o in sul fondo dei laghi e rimanervi indefinitamente. I sorbati sono inoltre protetti dai processi di trasformazione (degradazione

microbica, volatilizzazione, fotolisi diretta) i quali porterebbero il soluto a provocare effetti diversi

La rete di interazione tra la superficie di un solido e il sorbato è il risultato di una varietà di forze incluse l'attrazione di coulomb, le forze di Van der Waals, l'energia di orientazione, le forze di induzione, il legame idrogeno, e forze chimiche.

La concentrazione totale di sostanza in un corpo idrico, tenendo conto della presenza di sedimenti, può essere espressa analiticamente come somma di due termini: un termine identificativo della sostanza nella fase disciolta e uno identificativo della sostanza nella fase particolata.

$$C = C_w + C_p$$

Dove C è la concentrazione totale della sostanza in esame, C_w e C_p rappresentano rispettivamente la concentrazione disciolta e quella particolata.

Volendo osservare l'andamento della concentrazione in fase disciolta si può far riferimento alla frazione di questa presente nel corpo idrico ($C_w = F_d \cdot C$) secondo la relazione comunemente utilizzata:

$$F_d = \frac{C_w}{C} = \frac{1}{1 + K_p \cdot m}$$

dove K_p [L/mg] è il coefficiente di partizione solido-liquido e m la concentrazione di solidi sospesi [mg/L].

Il coefficiente di partizione dipende dalle caratteristiche della sostanza come anche da quelle dei solidi con i quali interagisce. Karickhoff et al. (1979) Rao e Davidson (1980) propongono una relazione empirica che correla il coefficiente di partizione con la frazione di carbonio organico (f_{oc}) presente nel sedimento sospeso. Tale relazione collega i coefficienti di equilibrio con le misure effettuate in laboratorio e fornisce un valido strumento per la stima di valori appropriati degli stessi coefficienti.

$$K_p = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

dove f_{oc} è la frazione in peso del carbonio totale presente nei solidi sospesi [$\text{gC}_{org}/\text{g}_{solido}$] e K_{oc} è il coefficiente di partizione per il carbonio organico [$(\text{mg}/\text{gC}_{org})/(\text{mg}/\text{m}^3)$].

Se i valori di K_{oc} non sono disponibili è possibile, per calcolarne il valore, utilizzare una relazione del tipo:

$$\log K_{oc} = a_0 + a_1 \log K_{ow}$$

dove K_{ow} è il coefficiente di partizione ottanolo-acqua $[(\text{mg}/\text{m}^3_{\text{ottanolo}})/(\text{mg}/\text{m}^3_{\text{acqua}})^{-1}]$ caratteristico della sostanza in esame. Per i parametri adimensionali a_0 ed a_1 si possono ritrovare in letteratura quelli che meglio approssimano il valore specifico della sostanza. Per la frazione di carbonio organico f_{oc} Thomann e Muller (1987) [22] suggeriscono un valore compreso nell'intervallo tra 0.001 e 0.1. Tuttavia tenendo conto anche della presenza di fitoplancton i valori della frazione di carbonio organico possono arrivare anche a 0.4.

E' intuitivo come la tendenza di una specie chimica a rimanere in fase disciolta o ad essere adsorbita per opera della frazione organica dei solidi presenti, sia correlata alla sua maggiore o minore affinità per l'acqua o per la fase organica.

Nel modulo tossicologico ad ogni passo temporale viene calcolata la frazione disciolta all'interno della colonna d'acqua in base alla quantità di solidi sospesi presente ed alla frazione di carbonio organico in essi contenuta. I processi di degradazione avvengono, esclusivamente sulla frazione di sostanza disciolta. La parte di sostanza adsorbita dal sedimento rientra comunque all'interno del bilancio di massa per il calcolo della concentrazione totale al termine dei processi di degradazione.

5.3 FENOMENI DI TRASPORTO

Sono fenomeni di trasporto tutti quei processi che, senza modificare la struttura dell'inquinante, ne implicano la migrazione da un punto ad un altro dell'ecosistema preso in esame. Non verrà descritta l'idrodinamica per la quale si rimanda al Capitolo 5, né il trasporto dei sedimenti costituendo questo un tema di approfondimento per una eventuale continuazione del seguente progetto.

5.3.1 La solubilità

La concentrazione di una sostanza nelle acque naturali è influenzata dal suo limite di solubilità che è la massima quantità di un composto che può essere introdotta in acqua a formare una fase omogenea.

Il range di solubilità dei vari composti organici in acqua spazia entro vari ordini di grandezza: si va dai $2 \cdot 10^6$ mg/L del saccarosio a 1800 mg/L del Benzene i $2 \cdot 10^{-3}$ mg/L del Crisene.

I composti apolari sono in genere meno solubili in un solvente polare come l'acqua ed è necessario tenere conto che la solubilità di una sostanza aumenta con la temperatura, di solito di un fattore 3 passando da 0 °C a 30 °C.

Un altro parametro da considerare per valutare correttamente la solubilità di un inquinante nelle acque lagunari è la salinità. In mancanza di dati specifici riferiti alla sostanza

oggetto di studio è bene ricordare come la solubilità di un composto in acqua di mare sia il 70÷80% di quella in acqua distillata.

5.3.2 Volatilizzazione

E' definito come il processo di trasferimento di materia da una fase dissolta a concentrazione più elevata a una fase gassosa a concentrazione minore. Il rateo di volatilizzazione dipende dalle proprietà della sostanza tossica e dalle caratteristiche del corpo idrico.

Il trasferimento di materia è governato dalla diffusione molecolare attraverso un film stagnante di liquido e uno di gas disposti successivamente tra di loro. Ai fini della valutazione dello scambio di materia si possono considerare le due fasi come due resistenze in serie tra loro. Fig. 1 da una rappresentazione schematica del processo.

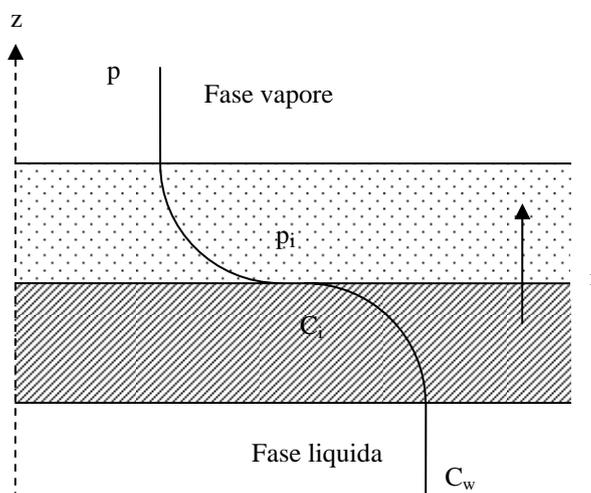


Fig. 8 : Gradienti di concentrazione all'interfaccia e andamento del flusso di massa.

5.3.2.1 La teoria del doppio film laminare

Il flusso d'inquinante attraverso l'interfaccia *i*, per ciascuna delle due fasi, può essere espresso in termini di un prodotto di un coefficiente di scambio *k* moltiplicato per una differenza di concentrazione ΔC tra l'interfaccia e il cuore d'ogni fase, che funge da forza motrice per il processo.

In condizioni stazionarie e in assenza di accumulo di materia all'interfaccia, i flussi nelle due fasi risulteranno, ovviamente, identici tra loro per cui si ottiene:

$$N_g = k_g (C_{ig}^* - C_g) = N_l = k_l (C_l - C_{il}^*) = N$$

con:

C_g, C_l = concentrazioni di sostanza nel cuore della fase gas e di quella liquida, g/L

C_{ig}^*, C_{il}^* = concentrazioni d'equilibrio all'interfaccia nella fase gas e in quella liquida, g/L

k_g, k_l = coefficienti reali di scambio in fase gassosa e liquida, m/s

$N_{AG} = N_{AL} = N_A$ flusso di massa, (mg·m)/(L·s)

Il pedice 'i' indica l'interfaccia nella quale per ipotesi si verifica l'equilibrio di fase.

Esprimendo N con la formulazione dei coefficienti globali di scambio, introdotti per eliminare le concentrazioni delle due fasi all'interfaccia, in generale non note, si ottiene:

$$N = K_{og} (C_g^* - C_g) = K_{ol} (C_l - C_l^*)$$

con :

C_g^*, C_l^* = concentrazioni fittizie di equilibrio rispettivamente con C_l e C_g , g/L

K_{og}, K_{ol} = coefficienti globali di scambio per la fase gas e la fase liquida liquida, m/s

Si può dimostrare che, quando l'equilibrio può essere espresso tramite la costante di Henry e le uniche resistenze al trasporto tra le fasi sono quelle dei due film laminari, tali coefficienti possono essere calcolati tramite le relazioni:

$$K_{ol} = \left(\frac{1}{k_l} + \frac{1}{H'k_g} \right)^{-1} = \left(\frac{1}{k_l} + \frac{RT}{H} \frac{1}{k_g} \right)^{-1}$$

e, in modo analogo,

$$K_{og} = \left(\frac{H'}{k_l} + \frac{1}{k_g} \right)^{-1} = \left(\frac{H}{RT} \frac{1}{k_l} + \frac{1}{k_g} \right)^{-1}$$

Per la determinazione della velocità di sostanza che volatilizza si considera quindi la seguente relazione:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{K_{ol}}{z} \cdot \left(C_w - \frac{Ca \cdot R \cdot T_w}{H} \right)$$

dove:

C_w = concentrazione dissolta in acqua, mg/L (o l'unità di misura della concentrazione considerata dal modello di trasporto)

C_a = concentrazione in aria, g/L

z = sviluppo verticale, m

H = costante di Henry, (Atm·m³)/mole

T_w = temperatura dell'acqua, K

R = costante universale dei gas, $8,2058 \cdot 10^{-5}$, (Atm·m³)/(mole·K)

Il coefficiente globale di scambio di materia K_{ol} ha la forma:

$$K_{ol} = \left[\frac{1}{k_l} + \frac{R \cdot T_w}{H \cdot k_g} \right]^{-1}$$

5.3.2.2 L'equilibrio di fase: la legge di Henry

La costante di Henry, H , esprime l'equilibrio di una sostanza tra la sua fase dissolta e quella in fase gas. Viene comunemente definita come il rapporto tra la pressione parziale della sostanza in fase gas, p , e la sua concentrazione in fase acquosa C_w :

$$H = \frac{p}{C_w}$$

ed ha quindi unità di misura Atm·m³/mol. H può anche essere espressa adimensionalmente come rapporto tra la concentrazione in fase gas C_a , e la concentrazione in fase acquosa C_w :

$$H' = \frac{C_w}{C_a} = H \cdot R \cdot T_w$$

In Tab. 9 è rappresentato un criterio di prima analisi della volatilità dei composti organici e della fase controllante, con riferimento alla costante di Henry:

Il limite di validità generalmente accettato per l'utilizzo della costante di Henry è per concentrazioni in acqua al di sotto della frazione molare di 0.02, corrispondenti a concentrazione di circa 34000 mg/L fino a 227000 mg/L per composti con peso molecolare tra 30 e 200 g/mole.

La legge di Henry può essere verosimilmente applicabile in quasi tutti i casi che riguardano l'ambiente naturale.

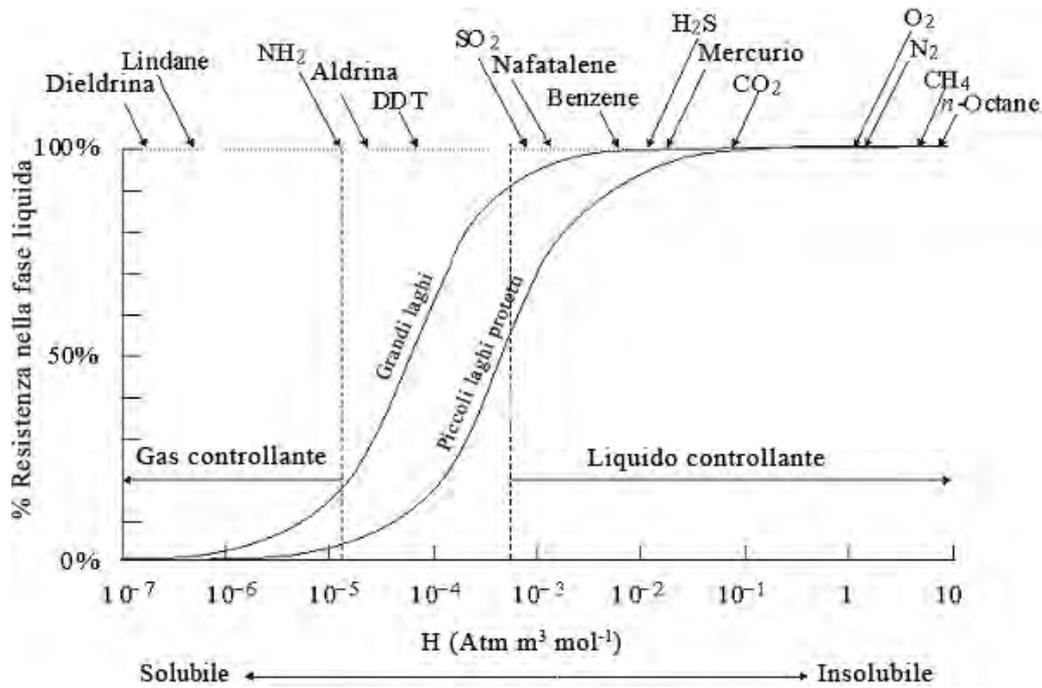


Fig. 9 : Trasferimento interfase

La dipendenza dalla temperatura della costante di Henry può essere calcolata nei seguenti modi:

$$1) \quad H = H_{T_{0H}} \cdot \exp\left(-\frac{\Delta_{sol}h}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_{0H}}\right)\right)$$

dove $\Delta_{sol}h$ = entalpia di soluzione. La dipendenza dalla temperatura è:

$$-\frac{d \ln H}{d(1/T)} = \frac{\Delta_{sol}h}{R}$$

$d \ln H / d(1/T)$ si trova può trovare tabulato ed ha le dimensioni di K. La temperatura di riferimento T_{0H} è generalmente di 298,15K. I valori di $\frac{d \ln H}{d(1/T)}$ valori sono disponibili per una grande varietà di sostanze nella banca dati del NIST [31].

$$2) \quad H = H_{T_{0H}} \cdot \exp\left(\frac{-\Delta h_{v,T}}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_{0H}}\right)\right)$$

dove:

R = costante universale dei gas, 1,9872 cal/mole·K

$\Delta h_{v,T}$ = entalpia di vaporizzazione alla temperatura T, cal/mole

L'entalpia di vaporizzazione $\Delta h_{v,T}$ viene calcolata:

$$\Delta h_{v,T} = \Delta h_{v,T_b} \cdot \left[\frac{1 - T/T_c}{1 - T_b/T_c} \right]^n$$

con:

$\Delta h_{v,T_b}$ = entalpia di vaporizzazione alla temperatura normale di ebollizione, cal/mole

T_c = temperatura critica, K

T_b = temperature di bolla, K

Il valore dell'esponente n è funzione del rapporto T_b/T_c come riportato in Tab. 2:

Tab. 8 : Costante n per calcolo $\Delta h_{v,T_b}$

Rapporto T_b/T_c	n
< 0.57	0.30
tra 0.57 e 0.71	$0.74 \cdot (T_b/T_c) - 0.116$
> 0.71	0.41

5.3.2.3 Il coefficiente globale di scambio K_{ol}

Esistono nella letteratura specializzata diverse correlazioni per determinare il coefficiente globale di scambio di materia K_{ol} a partire dai coefficienti di trasferimento. In prima approssimazione può essere stimato a partire dal valore della costante di Henry secondo le indicazioni di Tab. 9.

Tab. 9 : Criterio di classificazione della volatilità e resistenza prevalente allo scambio di materia.

Volatilità (H in $\text{Atm} \cdot \text{m}^3/\text{mole}$)		K_{ol} [$\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$] ³	Resistenza
Molto volatile	$H > 10^{-1}$	$K_{ol} > 20$	Liquida
Volatile	$10^{-1} > H > 10^{-3}$	$20 < K_{ol} > 17,3$	Liquida
Moderatamente volatile	$10^{-3} > H > 10^{-5}$	$17,3 < K_{ol} > 1,2$	Entrambe
Leggermente volatile	$10^{-5} > H > 10^{-7}$	$1,2 < K_{ol} > 1,2$	Gassosa
Non volatile	$10^{-7} > H$	$K_{ol} < 1,2$	Gassosa

³ Utilizzando $k_g = 3000 \text{cm/h}$, $k_l = 20 \text{cm/h}$ e uno spessore della colonna d'acqua di 1 m.

Per la valutazione puntuale dei coefficienti di trasferimento di massa sono state recuperate da letteratura, in riferimento alle caratteristiche meteo-idrogeologiche della Laguna di Venezia, diverse relazioni:

1.- Mackay and Yeun (1983) [11] propone le relazioni semiempiriche ottenute su misure sperimentali di volatilizzazione:

$$k_l = 10^{-6} + 0,0144 \cdot u_*^w \cdot Sc_w^{-0,5} \quad \text{per } u_*^w < 0,3 \text{ m/s}$$

$$k_l = 10^{-6} + 0,00341 \cdot u_*^w \cdot Sc_w^{-0,5} \quad \text{per } u_*^w > 0,3 \text{ m/s}$$

$$k_g = 10^{-3} + 0,0462 \cdot u_*^w \cdot Sc_a^{-0,67}$$

con:

$$u_*^w = \text{shear velocity, [m/s]} = 0,01 \cdot u_{10} (6,1 + 0,63 \cdot u_{10})^{0,5}$$

dove:

$$Sc_w = \frac{\mu_w}{\rho_w \cdot D_w} = \text{numero di Schmidt per la fase liquida, adimensionale}$$

$$Sc_a = \frac{\mu_a}{\rho_a \cdot D_a} = \text{numero di Schmidt per la fase gas, adimensionale}$$

v_{10} = velocità del vento alla quota di 10 m, m/s

μ_w = viscosità dell'acqua, N·s/m²

μ_a = viscosità dell'aria, N·s/m²

ρ_w = densità dell'acqua, kg/m³

ρ_a = densità dell'aria, kg/m³

D_w = coefficiente di diffusione in acqua, m²/sec

D_a = coefficiente di diffusione in aria, m²/sec

Sono raccomandati valori minimi in condizioni di calma di 10⁻⁶ m/s per k_l e 10⁻³ m/s per k_g .

2.- O'Connor (1983) [12], per acque calme con velocità del vento fino a 7 m/s propone le relazioni di natura teorica:

$$k_l = \left[u_*^w \cdot \left(\frac{\rho_a}{\rho_w} \right)^{0,5} \cdot \frac{\kappa^{0,33}}{\lambda} \cdot Sc_w^{-0,67} \right]$$

$$k_g = \left[u_* \cdot \frac{\kappa^{0,33}}{\lambda} \cdot Sc_w^{-0,67} \right]$$

con:

$$u_*^w = C_d^{0,5} \cdot u_{10}$$

dove:

κ = costante di von Kàrmàn, 0,41

λ = spessore del substrato viscoso adimensionale, 5

C_d = coefficiente di frizione, 0,0011

3.- Mill [13] propone di calcolare il coefficiente in fase liquida con la relazione:

$$k_l = \left(\frac{18}{M} \right)^{0,25} \cdot K_{O_2}$$

con :

M = peso molecolare dell'inquinante, g/mol

K_{O_2} = coefficiente di riareazione calcolato da:

$$K_{O_2} = 0.728 \cdot u_{10}^{0,5} - 0.317 \cdot u_{10} + 0.0372 \cdot u_{10}^2.$$

Il coefficiente in fase gas è invece pari a:

$$k_g = 1.944 \cdot 10^{-3} \cdot \left(\frac{18}{MW_A} \right)^{0,25} \cdot u_{10}$$

4.- Si e' valutata infine la combinazione delle relazioni di Wanninkhof per il coefficiente di scambio per la fase liquida [14]:

$$k_l = 1.25 \cdot 10^6 \sqrt{\frac{600 D_w}{\nu_l}} u_{10}^{1.64}$$

dove:

ν_w = viscosità cinematica dell'acqua, m²/s e di Schwarzenbach, per il coefficiente di scambio per la fase gassosa:

$$k_g = 0.0015 \left(\frac{D_a}{D_{H_2O,a}} \right)^{2/3} u_{10}$$

dove:

$$\frac{D_a}{D_{H_2O,a}} = \sqrt{\frac{18}{M}} \left(\frac{T_a}{293.16} \right)^{3/2}$$

I coefficienti di diffusività della sostanza in aria e in acqua possono essere calcolati secondo le relazioni di seguito riportate:

- Coefficiente di diffusività in aria (tratto dal Prausnitz et al., 2001 [15]):

$$D_a = \frac{1,43 \cdot 10^{-7} \cdot T_a^{1.75}}{P \cdot M_{ga}^{1/2} \cdot \left[(\sum_v)_g^{1/3} + (\sum_v)_a^{1/3} \right]^2} \quad \text{Fuller et al. (1969)}$$

Tab. 10 : Valori per il calcolo dei volumi di diffusione

Atomic and structural diffusion volumes	
C	15,9
H	2,31
O	6,11
N	4,54
F	14,7
Cl	21,0
Br	21,9
I	29,8
S	22,9
Anelli aromatici	-18,3
Anelli eterociclici	-18,3
Aria	19,7
NH ₃	20,7
H ₂ O	13,1

dove:

$$D_{ga} = \text{m}^2/\text{s}$$

T_a = temperatura dell'aria, K

P = pressione atmosferica, bar

$(\Sigma_v)_a = 19,7$ secondo la tabella

$(\Sigma_v)_g$ per es per l'acrilnitrile ($\text{C}_3\text{H}_3\text{N}$) = $3 \cdot 15,9 + 3 \cdot 2,31 + 4,54 = 59,17$

$$M_{ga} = 2 \cdot [(1/M) + (1/M_a)]^{-1}$$

M = peso molecolare della sostanza di riferimento

M_a = peso molecolare dell'aria = 28,96 g/mole

- Coefficiente di diffusività in acqua (tratto dal Prausnitz et al., 2001 [15]):

$$D_w = \frac{7,4 \cdot 10^{-12} \cdot (\phi \cdot M_l)^{1/2} \cdot T_w}{\eta_l \cdot V_l^{0,6}} \quad \text{Wilke and Chang (1955)}$$

dove:

$$D_{lw} = \text{m}^2/\text{s}$$

T_w = temperatura dell'acqua, K

M_w = peso molecolare dell'acqua, g/mole

μ_w = viscosità dell'acqua, cP

V_1 = volume molare della sostanza di riferimento al punto di ebollizione ($M/\rho_{l,Teb}$), cm^3/mol

ϕ = fattore di associazione, adimensionale (per l'acqua come solvente = 2,6)

La densità dell'acqua si considera costante a pari 1027 kg/m^3 per le ipotesi di delle Shallow Water Equation mentre per l'aria la densità può essere calcolata con la seguente relazione tratta da una guida dell'NPL (National Physical Laboratory) [32]:

$$\rho_a = \frac{[(0,348444 \cdot P) - h \cdot (0,00252 \cdot T_a - 0,020582)]}{(273,15 + T_a)}$$

dove:

P = pressione atmosferica, mbar

T_a = temperatura dell'aria, °C

h = umidità relativa, frazione

Le viscosità dell'acqua e dell'aria, non variando considerevolmente per un range di temperatura tra 0 °C a 40 °C, caratteristico per la Laguna di Venezia, sono state considerate costanti e riferite ad una temperatura di 20 °C. I valori sono rispettivamente:

$$\mu_w = 1,1 \text{ cP}$$

$$\mu_a = 0,018 \text{ cP}$$

Le relazioni descritte per i coefficienti di scambio di materia in fase liquida e fase gas sono state tra loro confrontate con riferimento ad una delle sostanze più movimentate nell'area lagunare, l'acrilonitrile. Osservando il tempo di dimezzamento in funzione della velocità del vento, il parametro più sensibile, alla temperatura di 20 °C, si è ottenuto il grafico di Fig. 10.

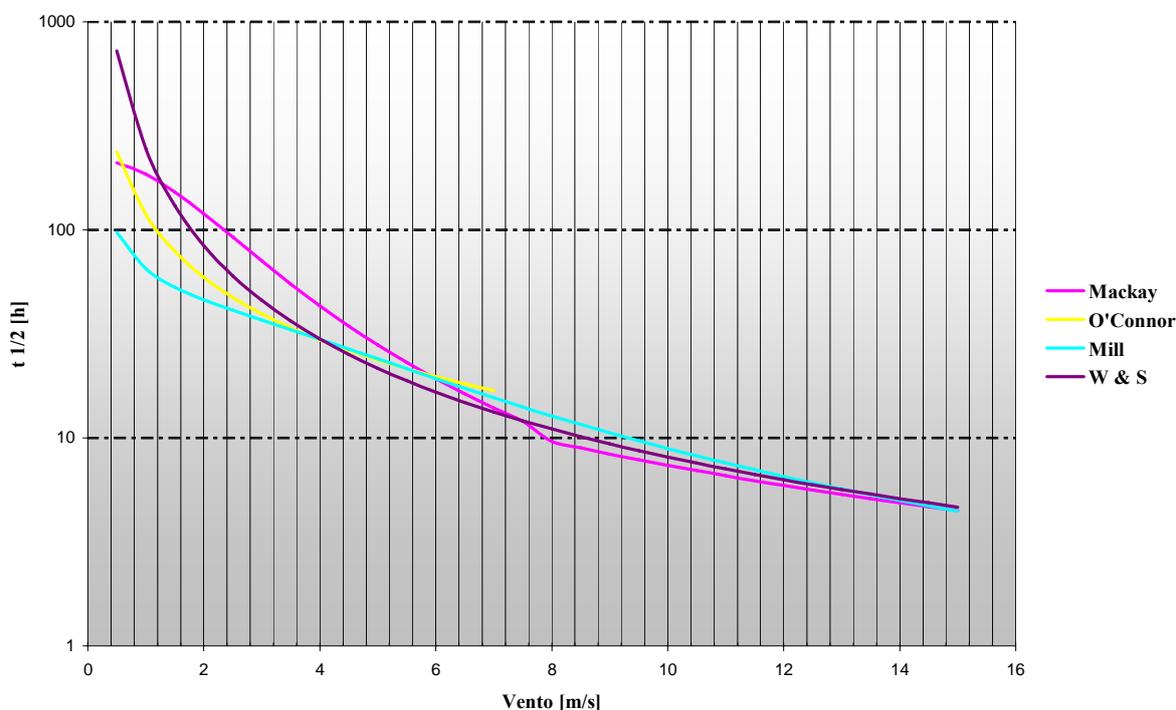


Fig. 10: Tempo di dimezzamento in funzione della velocità del vento per l'acrilonitrile

Il confronto mette in evidenza risultati abbastanza diversi per velocità del vento inferiori a 7 m/s, limite di validità delle relazioni di O'Connor (1983) [12], e riferimento principale per l'area lagunare (dati ENTE ZONA INDUSTRIALE di Porto Marghera [33]). Per velocità superiori a 7 m/s le stime sono praticamente le stesse per le relazioni di Mackay and Yeun [11], Mill [13], Wanninkhof & Schwarzenbach [14]. Nel primo range di velocità, a differenza delle equazioni di Mackay and Yeun (1983) [11], le altre tendono a sovrastimare il tempo di dimezzamento rendendo meno cautelativa la valutazione degli effetti della dispersione dell'inquinante. In relazione alla frequenza principale dei venti nella laguna di Venezia, 2-4 m/s [34] [33] e al principio di conservatività si è scelto di implementare nel modulo TOXI le equazioni di Mackay and Yeun [11].

Un recente studio (Gualtieri [16]) che mette a confronto diverse relazioni tra le più diffuse, per la predizione dei coefficienti di trasferimento fase liquida e fase gas, tra le quali anche quelle considerate, per sistemi quiescenti e in flusso, mette in evidenza come è tendenza delle stesse, siano esse di natura empirica, semiempirica o teorica, sottostimare i dati reali. Le relazioni di Mackay and Yeun [11] sembrano tra quelle che offrono i risultati migliori mostrando differenze nel confronto tra la loro predizione e dati in campo tra le più basse. Ovviamente ciascuna relazione offrirà la migliore predizione per i casi specifici dai quali sono state derivate.

5.4 FENOMENI DI TRASFORMAZIONE

Nei fenomeni di trasformazione l'inquinante subisce una vera e propria reazione chimica per cui c'è una modificazione della struttura della specie coinvolta. Ciononostante è importante osservare come non necessariamente i prodotti di un processo di trasformazione siano meno pericolosi della sostanza di partenza.

5.4.1 Biodegradazione

La biodegradazione è il processo biologico di decomposizione di una sostanza ad opera di organismi microbici. I microrganismi, presenti negli ambienti acquatici sono chimicamente molto attivi grazie alla loro abilità di fornire energia di reazione attraverso normali processi metabolici e di fungere da catalizzatore attraverso attività enzimatica.

La velocità con la quale un composto biodegrada in ambiente acquatico dipende dal suo ruolo nel metabolismo microbico. Alcuni inquinanti organici servono come sorgenti di cibo che forniscono energia e carbonio per la crescita e il mantenimento cellulare quando metabolizzato da un microrganismo. Mills et al. [1] suggeriscono come tempo di adattamento 2 -20 giorni. L'adattamento può non essere richiesto per alcune sostanze chimiche o per esposizioni ambientali croniche. Il tempo di adattamento può essere lungo con una bassa densità di microrganismi iniziale, Mills et al. [1]. Per situazioni nelle quali la biodegradazione è limitata dalla grandezza della popolazione di microrganismi responsabili della degradazione, l'adattamento è più veloce per una popolazione batterica iniziale alta e più lenta per una popolazione batterica iniziale bassa.

In altri casi, i microrganismi trasformano l'inquinante, ma sono incapaci di derivare dalla reazione energia per la crescita. Un forte adattamento è raramente necessario, la velocità di trasformazione sono basse se confrontate con il metabolismo di crescita.

Questi due modelli metabolici, metabolismo di crescita e cometabolismo, esibiscono distinte caratteristiche e velocità di degradazione.

Per la valutazione della biodegradazione si considera nel modulo TOXI integrato al modello idrodinamico SHYFEM un cinetica del primo ordine:

$$\frac{dC}{dt} = -k_b \cdot C_w$$

C_w = concentrazione dell'inquinante disciolto in acqua, g/L

k_b = costante di biodegradazione, 1/day

Se k_b è stato misurato sotto condizioni simili al caso di studio, l'approccio del primo ordine può essere verosimilmente tanto accurato quanto gli approcci più complicati.

Se non è reperibile la velocità di degradazione del primo ordine, o se questa deve essere estrapolata da differenti condizioni batteriche allora può essere utilizzato l'approccio del secondo ordine. Si può assumere che le popolazioni batteriche non sono affette dalla presenza di composti a bassa concentrazione.

Larson (1981) [17] ha mostrato che le cinetiche del primo ordine le quali includono un tempo di ritardo (lag time), rappresentano la degradazione di un substrato in crescita ragionevolmente bene ad una concentrazione batterica iniziale di 10^6 cells/mL o meno, una condizione che usualmente si trova nell'ambiente.

Può essere utilizzato l'approccio del secondo ordine dove la k_b viene stimata moltiplicando la densità di popolazione batterica attiva nei segmenti considerati, $P_{bac}(t)$ (in cells/ml), per una costante del secondo ordine tipica della sostanza, k_{b2} $k_b = k_{b2} \cdot P_{bac}(t)$. Il calcolo dovrà essere già effettuato nella compilazione del database, si riporta quindi k_b . Una misura tipica della popolazione batterica in acque naturali viene riportata in Tab 4.

Tab. 11 : Popolazione batterica n acque minerali

Water Body Type	Bacterial Numbers (cells/ml)	Reference
Oligotrophic Lake	50 - 300	a
Mesotrophic Lake	450 - 1,400	a
Eutrophic Lake	2000 - 12,000	a
Eutrophic Reservoir	1000 - 58,000	a
Dystrophic Lake	400 - 2,300	a
Lake Surficial Sediments	8×10^9 - 5×10^{10} cells/100 g dry wt	a
40 Surface Waters	500 - 1×10^6	b
Stream Sediments	10^7 - 10^8 cells/100 g dry wt	c
Rur River (Winter)	3×10^4	d

a) Wetzel (1975); enumeration techniques unclear.

b) Paris et al. (1981); bacterial enumeration using plate counts.

c) Herbes & Schwall (1978); bacterial enumeration using plate counts.

d) Larson et al. (1981); bacterial enumeration using plate counts.

In Allegato 3 si riporta un approfondimento del processo di biodegradazione e per le sostanze principali che transitano nella laguna (vedi Allegato 4) sono state individuate le cinetiche del primo ordine caratteristiche.

5.4.1.1 Termine correttivo per pH

La maggior parte dei funghi e dei batteri ha una crescita ottimale per valori di pH compresi rispettivamente tra 5 e 6 (Lyman et al., 1990) [8] e tra 6 e 9 circa (Alexander, 1977) [24]. L'ossidazione microbica è molto rapida per valori di pH compresi tra 6 e 8 (Lyman et al., 1990) [8]. Entro il range 5-8,5 si può assumere quindi che il pH non influisca sul rateo di degradazione microbica. In assenza di buoni dati sul rateo di biodegradazione sotto condizioni di pH estreme, la biodegradazione può essere rappresentata con decadimento esponenziale al di fuori del range ottimale (Park et al., 1980a; Park et al., 1982) [23].

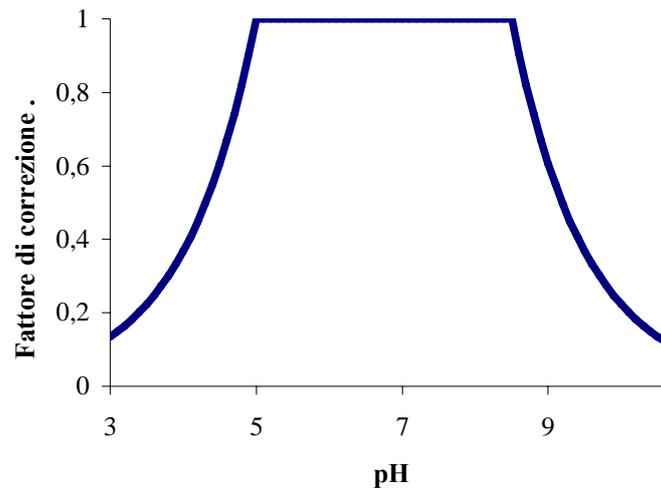


Fig. 11 : Limitazione causata dal pH

Se il pH è al di sotto del valore più basso del range ottimale si può ricorrere alla seguente equazione:

$$pH_{corr} = \exp(pH - pH_{min})$$

Se il pH è al di sopra del valore più alto del range ottimale si fa riferimento alla seguente equazione:

$$pH_{corr} = \exp(pH_{max} - pH)$$

con:

pH = pH dell'ambiente

pH_{min} = pH minimo sotto il quale si verifica una limitazione della biodegradazione

pH_{max} = pH massimo sopra il quale si verifica una limitazione della biodegradazione

5.4.1.2 Termine correttivo per T

Uno dei fattori che alterano la risposta microbica dell'attività batterica su un residuo soggetto a biodegradazione, in maniera significativa è la temperatura.

La temperatura ha conseguenze un po' in tutte le reazioni, sia biotiche che abiotiche, in quanto è in grado di aumentare o diminuire, rispettivamente se la temperatura sale o scende, l'energia interna di tutto sistema. In particolare il suo innalzamento è in grado di fornire l'energia di attivazione necessaria ai processi a un maggior numero di elementi del sistema di riferimento velocizzandone la risposta.

Bisogna tener conto però che le popolazioni batteriche sono piuttosto sensibili alle variazioni di questo parametro e che un cambiamento elevato potrebbe avere effetti piuttosto negativi sui microrganismi arrivando a bloccare il processo di degradazione per temperature troppo alte

E' pratica comune, nonostante la complessità dei rapporti di dipendenza tra temperatura e biota, rappresentare la dipendenza del rateo di degradazione microbica dalla temperatura con la seguente relazione empirica (Thomann and Mueller, 1987) [22]:

$$k_b(T) = k_b(T_0) \cdot \theta^{(T-T_0)}$$

dove:

$k_b(T)$ = costante di biodegradazione ad una specifica temperatura T , 1/day

$k_b(T_0)$ = costante di biodegradazione alla temperatura T_0 , 1/day

T = temperatura dell'ambiente acquatico, °C

T_0 = temperatura di riferimento per la costante di biodegradazione $k_b(T_0)$, °C

θ = coefficiente di temperatura per la biodegradazione, adimensionale

Si può assumere per il coefficiente di temperatura:

$$\theta = 1,047 \quad \text{per } T \geq 19^\circ\text{C}$$

$$\theta = 1,185 - 0,0079 \cdot T \quad \text{per } T < 19^\circ\text{C}$$

Se la temperatura è maggiore della T massima il decadimento è nullo.

5.4.1.3 Termine correttivo per i nutrienti

I microrganismi hanno bisogno di nutrienti quali l'azoto e il fosforo per metabolizzare una sostanza organica. Vari studi hanno dimostrato che la limitazione di nutrienti inorganici è un fattore che influenza significativamente il rateo di biodegradazione in ambiente acquatico.

Ward and Brock (1976) [25] hanno rilevato un'importante correlazione tra la velocità di degradazione degli idrocarburi e la concentrazione di fosforo presente naturalmente nelle acque, che può essere espressa in questo modo:

$$k_b(C_{PO_4}) = k_b \cdot \frac{0,0277 \cdot C_{PO_4}}{1 + 0,0277 \cdot C_{PO_4}}$$

$k_b(C_{PO_4})$ = rateo specifico di biodegradazione misurato alla concentrazione di fosforo inorganico disciolto C_{PO_4} , 1/day

C_{PO_4} = concentrazione di fosforo inorganico disciolto in acqua, g/L

k_b = rateo di biodegradazione non limitato dai nutrienti, 1/day

5.4.2 Idrolisi

La reazione di idrolisi consiste nella rottura di uno o più legami molecolari di un composto e la formazione di un nuovo legame con le molecole dell'acqua (H^+ , OH^-). E' indicativa la tabella che segue per avere un'idea delle sostanze che possono essere soggette al processo di idrolisi.

Tab. 12 : Sostanze soggette ad idrolisi

Gruppi organici potenzialmente soggetti ad idrolisi	Gruppi organici generalmente resistenti ad idrolisi
Alogenuri alchilici	Alcani
Ammine	Alcheni
Ammidi	Alchini
Esteri degli acidi carbossilici	Benzeni
Carbammati	Alogeni aromatici/PCB
Epossidi	Pesticidi
Nitrili	Acidi nucleici
Esteri organofosforici	Eterococli
Uree	Bifenili policlorurati
Esetri degli acidi solfonici	Aromatici
Anidridi	Alcoli
	Fenolo
	Glicoli
	Aldeidi
	Chetoni
	Eteri
	Acidi carbossilici
	Acidi solfunici

La reazione di idrolisi ha spesso una forte dipendenza dal pH. Per la determinazione della velocità di sostanza che idrolizza si considera la seguente equazione di reazione dello pseudo primo ordine:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_h \cdot C_w$$

dove:

C_w = concentrazione dissolta in acqua, g/L (o l'unità di misura della concentrazione considerata dal modello di trasporto)

k_h = costante cinetica di idrolisi, day⁻¹

La costante cinetica di idrolisi ha la forma:

$$k_h = k_H \cdot [H_3O^+] + k_{OH} \cdot [OH^-] + k_N$$

con:

k_H = costante acida di idrolisi, l/(mole·day)

k_{OH} = costante basica di idrolisi, l/(mole·day)

k_N = costante neutra di idrolisi, 1/day

$[H_3O^+]$ = concentrazione di ioni idrogeno, moli/L

$[OH^-]$ = concentrazione di ioni idrossido, moli/L

All'equilibrio il prodotto ionico dell'acqua (il prodotto dell'attività degli ioni idrogeno e idrossido in soluzione) risulta essere costante e pari a:

$$K_w = [H_3O^+] \cdot [OH^-]$$

Il decadimento negativo logaritmico di k_w è uguale:

$$pK_w = -\log_{10} K_w$$

Dalla conoscenza del $pH = -\log[H_3O^+]$ si può risalire alla determinazione delle concentrazioni molari di $[H_3O^+]$ e $[OH^-]$:

$$\begin{aligned} [H_3O^+] &\cong 10^{-pH} \\ [OH^-] &\cong 10^{(pH-pK_w)} \end{aligned}$$

La costante di ionizzazione dell'acqua:

$$K_w = [H^+] \cdot [OH^-]$$

può essere calcolata in funzione della temperatura dell'acqua T_w [K] e della salinità S [psu] con l'espressione (Millero, 1995) [20]:

$$\ln\left(K_w / (k^0)^2\right) = \frac{-13847,26}{T_w} + 148,9652 - 23,6521 \cdot \ln(T_w) +$$

$$+ \left(\frac{118,67}{T_w} - 5,977 + 1,0495 \cdot \ln(T_w) \right) \cdot S^{1/2} - 0,01615 \cdot S$$

dove:

$$k^0 = 1 \text{ mol} \cdot \text{kg} \cdot \text{soln}^{-1}$$

La dipendenza della costante di idrolisi K_h dalla temperatura può essere espressa:

1.- direttamente mediante equazione di Arrhenius:

$$k_h = k_{h0} \cdot \exp\left[\frac{E_h}{R} \cdot \left(\frac{1}{T_{0h}} - \frac{1}{T_w}\right)\right]$$

dove:

k_{h0} = costante di idrolisi a T_{0h} , 1/day

E_h = energia di attivazione, kcal/mole

T_{0h} = temperatura di riferimento per k_h , K

T_w = temperatura dell'acqua, K

R = costante universale dei gas, 1,987 cal/(mole·K)

2.- indirettamente correggendo le tre costanti neutra, acida e basica, mediante equazione di Arrhenius:

$$k_{N,H,OH} = k_{N,H,OH0} \cdot \exp \left[\frac{E_{N,H,OH}}{R} \cdot \left(\frac{1}{T_{0N,H,OH}} - \frac{1}{T_w} \right) \right]$$

dove:

$k_{N,H,OH0}$ = costante di idrolisi neutra, acida, basica a $T_{0N,H,OH}$, 1/day

E_h = energia di attivazione, kcal/mole

$T_{0N,H,OH}$ = temperatura di riferimento per $k_{N,H,OH,0}$, K

Si può assumere in prima approssimazione come energia di attivazione il valore di 18000 cal/mole. Questo rappresenta un valore medio per le sostanze organiche (Hemond and Fechner, 1994).

5.4.3 Fotolisi

La fotolisi consiste nella reazione di trasformazione o alterazione della struttura chimica di una sostanza dovuta all'assorbimento della luce solare da parte della stessa.

Quando la luce raggiunge le molecole di un inquinante, il contenuto energetico del composto aumenta e la molecola raggiunge uno stato elettronico eccitato. Questo stato di eccitazione è instabile e la molecola raggiunge un normale livello energetico (basso) fondamentalmente attraverso due strade:

- la molecola perde al sua energia "extra" attraverso emissione di energia (fluorescenza o fosforescenza)
- la molecola si converte in una molecola differente in seguito alla nuova distribuzione elettronica che presenta nello stato eccitato.

Generalmente le sostanze chimiche organiche si ossidano.

Esistono due fondamentali tipologie di fotolisi, in dipendenza al fatto che sia l'inquinante stesso ad assorbire la luce e a reagire oppure se sia necessaria la presenza di una specie chimica ausiliaria che assorbe la luce e reagisce coinvolgendo l'inquinante nella reazione. Nel primo caso si parla di fotolisi diretta, mentre nel secondo si dice sensitizzata.

5.4.3.1 Fotolisi diretta

Per la determinazione della velocità di sostanza che fotolizza si considera la seguente equazione di reazione del primo ordine:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_{ph} \cdot C_w$$

dove:

C_w = concentrazione dissolta in acqua, g/l (o l'unità di misura della concentrazione considerata dal modello di trasporto)

k_{ph} = costante cinetica di fotolisi diretta, 1/day

La costante cinetica k_{ph} può essere stimata secondo la relazione:

$$k_{ph} = k_{ph0} \cdot \frac{I}{I_0} \cdot \frac{D}{D_0} \cdot \frac{1 - \exp(-K(\lambda_{\max}) \cdot z)}{K(\lambda_{\max}) \cdot z}$$

con:

k_{ph0} = costante cinetica di fotolisi diretta osservata, 1/day

I_0 = radiazione solare alla quale K_{p0} è stata determinata, langley/day

I = radiazione solare sulla superficie dell'acqua, langley/day

D_0 = funzione di distribuzione della radianza vicino alla superficie, approssimativamente uguale a 1,2, adimensionale

D = funzione di distribuzione della radianza (1,2÷1,6 in dipendenza principalmente dalla quantità di solidi sospesi), adimensionale

λ_{\max} = lunghezza d'onda di massimo assorbimento della sostanza, [nm]

$K(\lambda_{\max})$ = coefficiente di attenuazione alla lunghezza d'onda del massimo assorbimento della luce, 1/m

$K(\lambda_{\max})$ può essere calcolato:

$$K(\lambda_{\max}) = D \cdot [\alpha_w \cdot (\lambda) + \alpha_a \cdot (\lambda) \cdot c + \alpha_c \cdot (\lambda) \cdot DOC + \alpha_s \cdot (\lambda) \cdot C_s]$$

$\alpha_w(\lambda)$ = coefficiente di attenuazione per l'acqua [1/m]

$\alpha_a(\lambda)$, $\alpha_c(\lambda)$, $\alpha_s(\lambda)$ = coefficienti di attenuazione per la clorofilla c , carbonio organico disciolto DOC e solidi inorganici sospesi C_s , [L/(mg·m)]

c , DOC, C_s = concentrazioni di clorofilla, carbonio organico disciolto e solidi inorganici sospesi [mg/L]

Dalla Tab. 13 è possibile ricavare il valore dei coefficienti di attenuazione $\alpha_w(\lambda)$, $\alpha_a(\lambda)$, $\alpha_c(\lambda)$, $\alpha_s(\lambda)$ per estrapolazione cubica in funzione della lunghezza d'onda di massimo assorbimento.

Tab. 13 : Coefficienti di attenuazione $\alpha_w(\lambda)$, $\alpha_a(\lambda)$, $\alpha_c(\lambda)$, $\alpha_s(\lambda)$

λ_{\max}	α_w	α_a	α_c	α_s
300	0,141	69	6,25	0,35
320	0,0844	63	4,68	0,35
340	0,0561	58	3,5	0,35
360	0,0379	55	2,62	0,35
380	0,022	46	1,96	0,35
400	0,0171	41	1,47	0,35
440	0,0145	32	0,821	0,35
500	0,0257	20	0,344	0,35
550	0,0638	10	0,167	0,35
600	0,244	6	0,081	0,35
650	0,349	8		0,35
700	0,65	3		0,35
750	2,47	2		0,35
800	2,07	0		0,35

5.4.3.2 Fotolisi sensibilizzata

Perché la fotolisi sensibilizzata possa verificarsi è necessaria la presenza, nella soluzione acquosa, di una particolare specie chimica, la sostanza sensibilizzante, che è in grado, dopo aver assorbito l'energia radiante, di interagire con l'inquinante A trasformandolo.

Tutto il ragionamento fatto riguardo alla fotolisi diretta è in questa sede applicabile alla specie sensibilizzatrice B.

Poiché, ai fini del coinvolgimento di A nella reazione chimica, è fondamentale l'incontro tra le specie A e B, è intuitivo come la velocità di fotolisi sensibilizzata, o indiretta, sia legata alla concentrazione di entrambe le sostanze:

$$\frac{dC_A}{dt} = k_{phB} C_B C_A = k_{phA}^i C_A$$

dove

k_{phA}^i = costante di fotolisi indiretta, 1/day

$C_A = C_w$

Pertanto la costante di fotolisi indiretta dello pseudo primo ordine per la specie A è calcolabile tramite la relazione individuata precedentemente valutata per la sostanza sensibilizzatrice B per la concentrazione di di A:

$$k_{phA}^i = k_{phB} C_B$$

con ovvio significato dei simboli.

Vale la pena ricordare come l'entità della fotolisi indiretta sia in genere molto inferiore a quella della fotolisi diretta. Non si commette dunque un grosso errore se, in mancanza di

dati che risultano difficili da reperire, quali per esempio i coefficienti di estinzione o la concentrazione della sostanza sensibilizzante, questo fenomeno viene trascurato.

5.4.4 Reazioni di ossido-riduzione

Sono reazioni di addizione e sottrazione indotte da radicali liberi fortemente influenti nelle quali gli inquinanti organici vengono a modificare le proprie proprietà.

Gli effetti di tali reazioni possono esser analiticamente valutati:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_{o,r} \cdot C_w$$

C_w = concentrazione dissolta in acqua, g/L

$k_{o,r}$ = costante cinetica di ossidazione o riduzione, day⁻¹

Se è definita una energia di attivazione per queste reazioni non nulla, allora può essere utilizzata una equazione di Arrhenius per legare la sua variazione con la temperatura:

$$k_{o,r} = k_{o,r0} \cdot \exp \left[\frac{E_{o,r}}{R} \cdot \left(\frac{1}{T_{0o,r}} - \frac{1}{T_w} \right) \right]$$

con:

$k_{o,r0}$ = costante di ossidazione o riduzione a $T_{0o,r}$, 1/day

$E_{o,r}$ = energia di attivazione per reazione di ossidazione o riduzione, kcal/mole

$T_{0o,r}$ = temperatura di riferimento per $k_{o,r0}$, K

T_w = temperatura dell'acqua, K

R = costante universale dei gas, 1,987 cal/(mole·K)

5.5 BIOACCUMULO

Si dice bioaccumulo il fenomeno che implica l'assorbimento di una sostanza da parte di esseri viventi, nel nostro caso per esempio pesci e molluschi, per contatto diretto o anche attraverso il cibo o la respirazione.

L'importanza fondamentale di questo fenomeno risiede nel fatto che può essere utilizzato per risalire all'esposizione umana, dovuta al cibo, ad un determinato inquinamento ambientale.

Il bioaccumulo può avvenire per bioconcentrazione, vale a dire con il passaggio della specie chimica attraverso i tessuti epiteliali o la membrana branchiale, oppure per ingestione di cibo o sedimenti carichi d'inquinante. Questo fenomeno può anche portare alla biomagnificazione ovvero ad un effetto di sempre maggior accumulo di sostanze tossiche passando da organismi inferiori a quelli superiori lungo la catena alimentare.

Negli esperimenti atti a valutare il bioaccumulo, vengono misurati gli effetti dopo un certo periodo di tempo (giorni), quando sono state raggiunte le condizioni d'equilibrio, attraverso la misura della concentrazione della sostanza tossica nell'organismo di test, che in genere è un ben preciso tipo di pesce.

Il fattore di bioconcentrazione BCF è definito da:

$$BCF = \frac{\text{mg di specie A/kg essere vivente}}{\text{mg di specie A/l acqua}} \text{ (L/kg)}$$

Risulta evidente la sua analogia con il coefficiente di ripartizione adsorbito-disciolto nella trattazione dell'adsorbimento K_p ; è quindi utile precisare che, come K_p misura la tendenza di una specie a depositarsi sui solidi piuttosto che rimanere disciolta in acqua, così BCF misura la tendenza di un inquinante a depositarsi sui tessuti lipidici degli esseri viventi invece che permanere disciolti in fase liquida.

Numerosi studi correlano il fattore di bioconcentrazione con il coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua K_{ow} . In genere le formulazioni empiriche che esplicitano tale correlazione sono diverse a seconda dell'organismo vivente studiato.

Si riportano a titolo esemplificativo due esempi:

- $\log BCF = 0.76 \log K_{ow} - 0.23$ valida per il pesce persico sole;
- $\log BCF = 0.997 \log K_{ow} - 0.869$ utilizzabile per le trote e ricavata da studi sui clorobenzeni.

Dalla definizione di fattore di bioconcentrazione è facile ricavare che:

$$BCF = \frac{C_{bc}}{C \cdot B}$$

in cui

C_{bc} = concentrazione di A nell'organismo nella fase biologica, g/L

B = concentrazione di specie animali in acqua, l/kg

Ricordando che vale la:

$$C_T = C + C_{bc}$$

si ottiene:

$$C = \frac{C_{bc}}{1 + BCF \cdot B}$$

che è la relazione corrispondente all'adsorbimento.

La bioconcentrazione ha un'importanza marginale in questo modulo. Per completezza si è data una breve descrizione analitica del processo ma nei calcoli si è trascurata poiché lo scopo dell'indagine è la valutazione delle conseguenze acute derivanti da rilasci massivi di sostanze pericolose. Il tempo di indagine è limitato all'ordine di grandezza di ore o giorni, mentre per propria natura i fenomeni di bioconcentrazione iniziano solo dopo un periodo di tempo più lungo, non comparabile con quelli di interesse [26].

6 IL MODULO OIL

Il petrolio è una miscela complessa costituita da un ampio spettro di idrocarburi, dai più volatili come il propano e il benzene ai più pesanti come i bitumi, gli asfalteni e le resine. I vari prodotti di raffinazione del petrolio come le benzine e gli oli combustibili sono composti da minori e più specifici range di questi idrocarburi.

6.1 PROPRIETÀ FISICHE DEL PETROLIO

Le diverse tipologie di petrolio vengono tipicamente descritte attraverso le loro proprietà fisiche (peso specifico, API, pour point, viscosità, contenuto in cere e asfalteni, presenza di costituenti in traccia) (Payne, 1994). Tali parametri combinati con le informazioni sui parametri ambientali (altezza d'onda, velocità del vento, correnti ecc...) sono impiegati per determinare come il petrolio sversato in acqua reagisce alle condizioni ambientali.

6.1.1 Densità

La densità del petrolio rispetto all'acqua pura è tipicamente espressa in termini di peso specifico o peso API. Essa può aiutare a determinare se un tipo di petrolio sia più soggetto ad affondare o flottare nella colonna d'acqua dopo lo sversamento.

6.1.1.1 *Peso specifico*

La maggior parte dei petroli e dei prodotti di raffinazione hanno un peso specifico inferiore a 1; quelli con peso specifico superiore hanno la tendenza ad affondare o ad avere galleggiamento neutro (il petrolio non affonda né affiora). Quando questi prodotti vengono rilasciati in acqua, normalmente galleggiano a meno che non vengano accumulati nei sedimenti o siano sottoposti a fenomeni di weathering o siano consumati dal biota marino.

Il peso specifico di molti greggi e dei prodotti raffinati è compreso tra 0.78 e 1. Quando tali composti sono sottoposti ad alterazione il peso specifico aumenta. Nel caso di petroli con peso specifico prossimo a 1 (in acqua dolce) o 1.03 (in acqua di mare), può accadere che attraverso l'alterazione il petrolio stesso arrivi ad avere un peso specifico superiore o uguale all'acqua circostante.

6.1.1.2 *Peso in API*

Questa scala (che va da 0 a più di 60) può dare un'idea del comportamento del petrolio sversato. In generale più è alto il valore del peso API maggiore è il contenuto di composti leggeri. Con la riduzione dei valori API (inferiori a 17.5) si ha una maggiore probabilità che il composto rimanga all'interno del sistema. In questo caso se il petrolio subisce alterazione il valore di API si modifica diminuendo. Quando il valore di API è prossimo a 10, attraverso il

weathering il suo valore può diventare minore o uguale a quello dell'acqua rendendo il petrolio più pesante o con galleggiamento neutro [27].

6.1.2 Pour Point

È la temperatura al di sotto della quale il petrolio perde la sua fluidità. Nel caso in cui la temperatura dell'acqua uguale o inferiore rispetto al pour point del petrolio in esame, esso si indurirà. In climi e acque fredde molti dei prodotti di raffinazione, che hanno alte temperature di solidificazione, devono essere scaldati durante il trasporto e il pompaggio. Quando questi tipi di oli vengono sversati in acqua non diffondono facilmente ma si muovono in acqua come spessi elementi filiformi semisommersi appena sotto la superficie d'acqua (Lewis e Aurand, 1997). Per i prodotti di raffinazione, le temperature di solidificazione possono variare tra $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$, per i carburanti, fino a $+46\text{ }^{\circ}\text{C}$ per i prodotti cerosi [27].

6.1.3 Viscosità

La viscosità del petrolio rappresenta la sua resistenza interna a fluire. Tale proprietà viene misurata in CENTISTOKES (cSt) e risulta molto importante nelle operazioni di pulizia in quanto oli più viscosi presentano maggiori difficoltà nell'essere raccolti.

L'alterazione delle componenti del petrolio produce un incremento della viscosità naturale dello stesso.

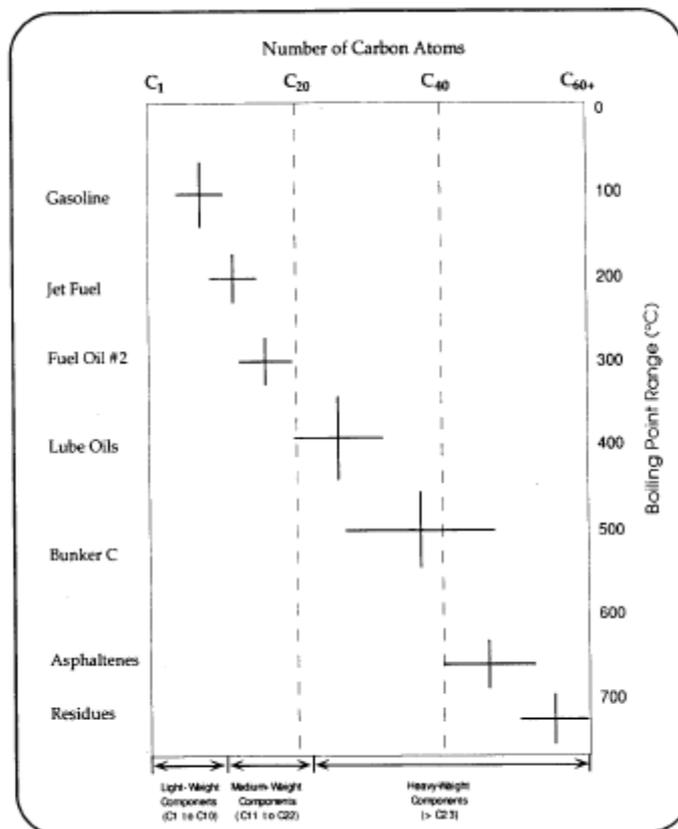


Fig. 12 : Distribuzione di vari prodotti raffinati da un generico petrolio

6.2 COMPOSIZIONE DEL PETROLIO

Il petrolio non è assimilabile ad un singolo composto né ad un elemento chimico in quanto esso risulta una complessa miscela di diverse componenti; per questo motivo è possibile avere molti tipi di greggio differenti. Ciò deriva dal fatto che i diversi petroli hanno avuto origine milioni di anni fa da diverse componenti e pertanto i vari greggi possono differire in consistenza e colore :”da liquidi chiari, giallo paglierino, a fluidi neri e viscosi fino a quelli con la consistenza di un gelato” [27]. A questo proposito Neff (1990) [27] riporta che i petroli che sgorgano nella stessa regione possono comunque presentare caratteristiche molto diverse, inoltre le proprietà di un olio estratto dallo stesso pozzo possono variare a seconda della profondità del pozzo o dell’anno di formazione.

I greggi sono composti principalmente da cinque elementi: carbonio, idrogeno, zolfo, azoto e ossigeno. Questi elementi possono presentarsi poi in varie combinazioni. Gli idrocarburi (composti unicamente da atomi di carbonio e idrogeno) sono i più abbondanti nella composizione del petrolio, superiori all’85% di tutta la miscela. I prodotti raffinati come la benzina e la nafta vengono prodotti attraverso la separazione per distillazione del greggio in un certo numero di “CUTS” con specifici intervalli di temperature di ebollizione. I tre prodotti di raffinazione sono la benzina, il combustibile per i jet ed il carburante No. 2 (carburante diesel).

A causa del massiccio utilizzo da parte dell’uomo di tali prodotti il rischio di rilascio accidentale nell’ambiente è purtroppo una realtà. Pertanto al fine di gestire all’impatto di tali rilasci sull’ambiente stesso e per poter meglio identificare i vari tipi di greggio e prodotti raffinati, gli idrocarburi in essi contenuti vengono catalogati in quattro classi basate sulla composizione molecolare: alcani, nafteni, aromatici, e alcheni.

I petroli vengono classificati in tre gruppi principali in base al loro peso molecolare. Per ogni gruppo possono essere fatte delle generalizzazioni, anche se in ogni caso le eccezioni possono essere presenti.

- Composti a basso peso molecolare (leggeri)
 - - Da 1 a 10 atomi di carbonio
 - - Molecole piccole, con basso numero di atomi per ogni molecola
 - - Alta volatilità; evaporano e dissolvono facilmente e lasciano piccoli residui o addirittura nessuno poiché hanno una struttura molecolare molto semplice. (basso tempo di residenza).
 - - Molti (come il benzene) sono biodisponibili per le specie animali soprattutto attraverso il sistema respiratorio.
 - - Potenzialmente infiammabili e facilmente inalabili e pertanto pericolosi per la salute umana.
- Composti a medio peso molecolare (medi)
 - Da 11 a 22 atomi di carbonio
 - Molecole più complesse

- Evapora molto più lentamente, dopo vari giorni, lasciando residui più consistenti ;
- Alcuni di questi composti vengono considerati più tossici rispetto a quelli più leggeri (Clark, pers. comm.; Laferriere, pers. comm.);
- Sono meno biodisponibili rispetto ai composti leggeri pertanto influenzano meno il biota acquatico. (assorbimento attraverso il sistema respiratorio o la pelle).
-
- Composti ad alto peso molecolare (pesanti)
 - 23 o più atomi di carbonio
 - evaporazione e dissoluzione molto basse o assenti
 - possono causare effetti cronici (a lungo termine) per soffocamento o ricoprimento attraverso i residui sia nella colonna d'acqua che nel sedimento. L'esposizione avviene per contatto diretto;
 - alcuni composti pesanti contengono sostanze cancerogene che possono essere assorbite dalla pelle;
 - il rischio di esposizione viene aumentato a causa degli alti tempi di residenza, della probabilità di contatto e delle proprietà di assorbimento delle componenti dell'olio.
 -

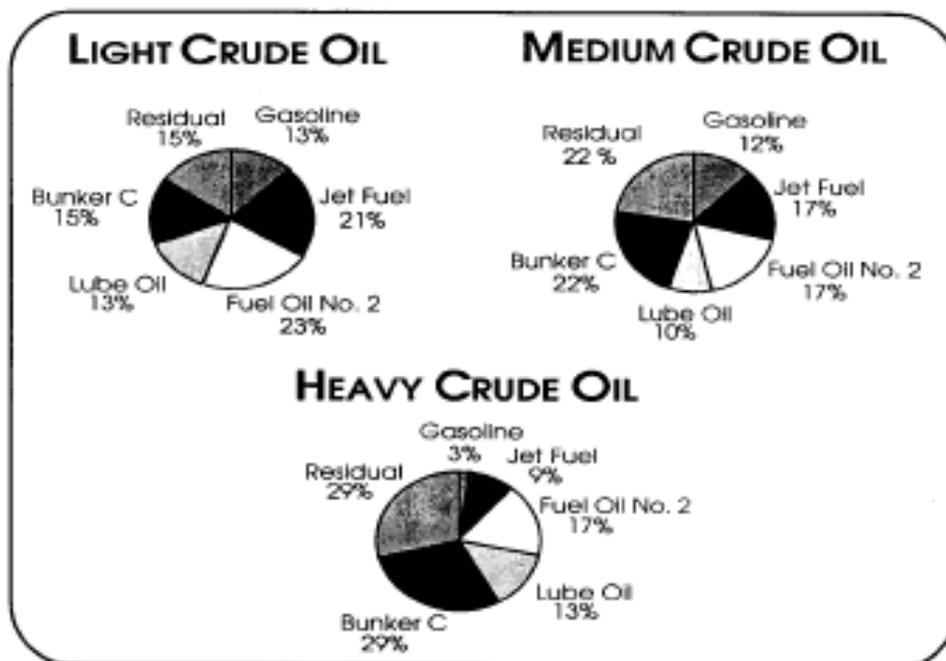


Fig. 13 : Percentuale di prodotti raffinati risultanti da una distillazione di un generico petrolio

In dipendenza dal tipo di petrolio è possibile trovare diverse miscele delle tre categorie sopra descritte. La figura 1 mostra la distribuzione di vari prodotti di raffinazione, derivanti da un generico greggio, in base al numero di carboni e all'intervallo dei punti di ebollizione. La quantità di ogni prodotto di raffinazione estraibile varierà in funzione del tipo di greggio. In Fig. 13 è mostrata una stima delle percentuali di prodotti di raffinazione che possono essere ottenuti da generici greggi leggeri, medi e pesanti. Man mano che la quantità di residui aumenta da un greggio leggero ad uno pesante, la quantità di benzina estraibile diminuisce poiché un greggio pesante contiene tipicamente ridotte quantità di componenti leggere. L'identificazione del tipo di petrolio coinvolto in un incidente può aiutare a comprendere e prevedere il suo comportamento nel sistema ambiente.

6.3 CLASSIFICAZIONE DEI PETROLI

Diversi sistemi sono stati sviluppati per fornire una classificazione standard dei petroli. Nel documento "33 US Code of Federal Regulations (CFR), Sub-part 155.1020" [27] gli oli vengono classificati in cinque categorie principali in base al loro peso specifico. Le caratteristiche di questi cinque gruppi si basano sulla persistenza relativa dei diversi oli nell'ambiente. La tabella 3 identifica il Gruppo I come oli NON PERSISTENTI⁴ mentre dal Gruppo II al Gruppo V come oli PERSISTENTI⁵. Poiché gli oli del Gruppo I hanno un basso peso specifico non viene fornito un intervallo di valori ma viene semplicemente classificato come non applicabile.

Tab. 14 : Classificazione dei petroli come definito dal 33 US CFR

Categoria	Persistenza	Gravità specifica	Tipici esempi
Gruppo I	Non persistente*	N/A	Benziene, condensati
Gruppo II	Persistente**	<0,85	Gasoli, petroli leggeri
Gruppo III	Persistente	0,85 ≤ 0,95	Petroli di grado medio e prodotti intermedi
Gruppo IV	Persistente	0,95 ≤ 1,00	Petroli pesanti e prodotti residui
Gruppo V	Persistente	>1.00	Prodotti con peso API basso (più pesanti dell'acqua)

*Con frazioni di idrocarburi al 50 o 95 % con temperatura di distillazione rispettivamente non superiore 340 °C e 370 °C

**Petrolio che non incontra i criteri di distillazione per un petrolio non persistente

Un secondo metodo per misurare il peso specifico fu sviluppato dall' American Petroleum Institute (API). La scala, denominata di peso API, misura il peso specifico relativo rispetto all'acqua pura ma utilizzando questa scala è possibile assegnare valori anche ai

⁴ Sono quei prodotti raffinati che vengono completamente rimossi dall'ambiente attraverso processi di alterazione naturale. L'impatto che ne deriva è solo a breve termine.

⁵ Sia greggi che prodotti raffinati che non vengono rimossi da processi naturali ma necessitano di operazioni di pulizia. La loro composizione e le proprietà fisiche variano attraverso i processi di *weathering*.

prodotti più leggeri. In tabella 1 sono elencati i valori della scala API per i greggi e i prodotti di raffinazione [27]. Mettendo a confronto le informazioni in tabella 1 con i dati rappresentati in Figura 1 si nota che maggiore è la quantità di componenti leggere nel greggio più alto è il valore API mentre, viceversa, più alto è il contenuto in composti pesanti minore è il valore di API.

In un ulteriore sforzo per classificare i petroli, Markarian et al.(1993) [27] ha compilato una scala numerica per le relative persistenze del petrolio e dei suoi derivati in ambiente acquatico (Tabella 1). Tale scala era stata sviluppata applicando una stima della persistenza in ambiente per le tipologie di olio elencate. I valori sono stati divisi per quello più basso (relativo alla benzina) al fine di ottenere un intervallo da 1 a 1600. Pertanto, un alto valore di API, identificando la presenza di composti leggeri, indica un petrolio a bassa persistenza, viceversa, quelli ad alto valore di API essendo formati da composti più pesanti avranno una maggiore persistenza nell'ambiente.

6.4 IL PROCESSO DI WEATHERING

A contatto con un ecosistema acquatico il petrolio è sottoposto alla stretta interazione di meccanismi fisici, chimici e biologici di dispersione e di degradazione dei suoi componenti, che nel lungo tempo porterebbero fino alla sua completa scomparsa come sostanza originaria. In Fig. 1, sono schematizzati i principali processi che caratterizzano il comportamenti del petrolio in ambiente acquatico.

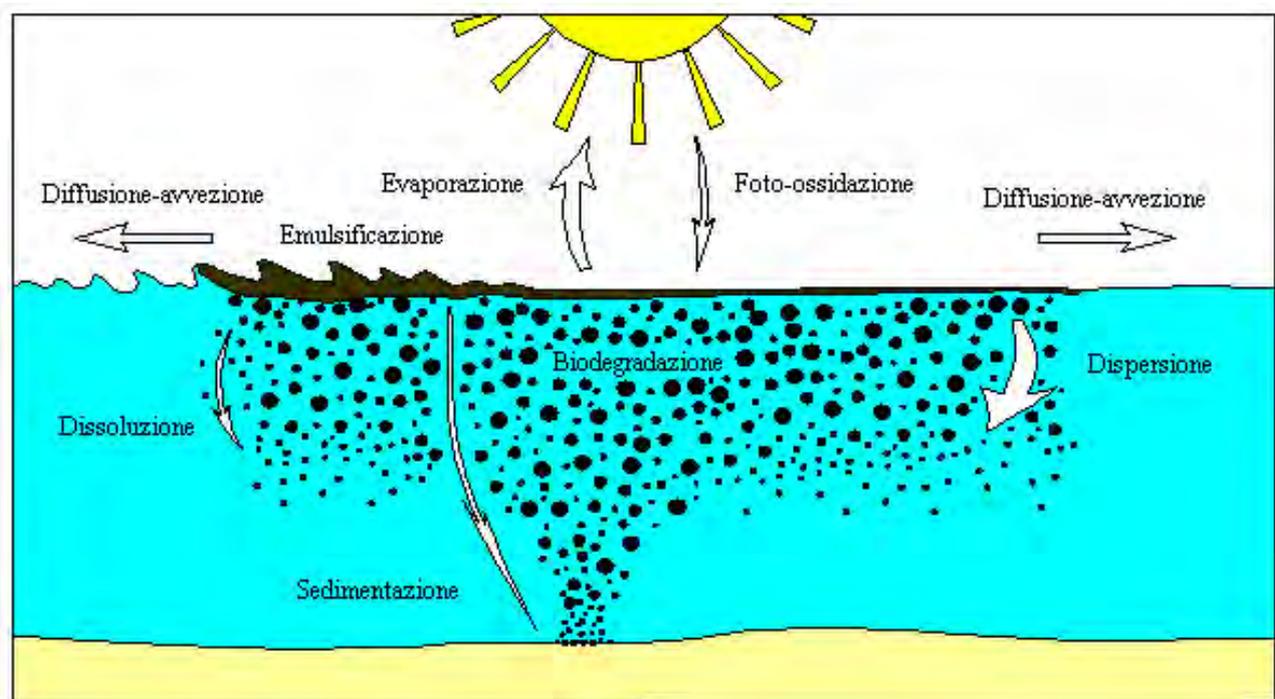


Fig. 14 : Principali processi di weathering del petrolio a contatto con un corpo idrico

L'insieme di tutti i processi e delle complesse trasformazioni cui il greggio è soggetto prendono il nome di “weathering”, ed avvengono in diversi periodi di tempo.

La progressione, la durata ed il risultato di queste trasformazioni dipendono dalla distribuzione e dalla composizione degli idrocarburi del petrolio nonché dalle caratteristiche chimico- fisiche dei diversi tipi di greggio, dalla loro persistenza e conseguentemente dalla loro biodisponibilità, e sono inoltre funzione dei parametri del rilascio e delle condizioni ambientali

In Fig. 2 è schematizzata una generica linea temporale per i principali processi di weathering, di seguito elencati:

i seguito, per i processi di:

- Diffusione e trasporto
- Evaporazione
- Dissoluzione
- Dispersione naturale
- Emulsificazione
- Foto-ossidazione
- Sedimentazione e spiaggiamenti
- Biodegradazione

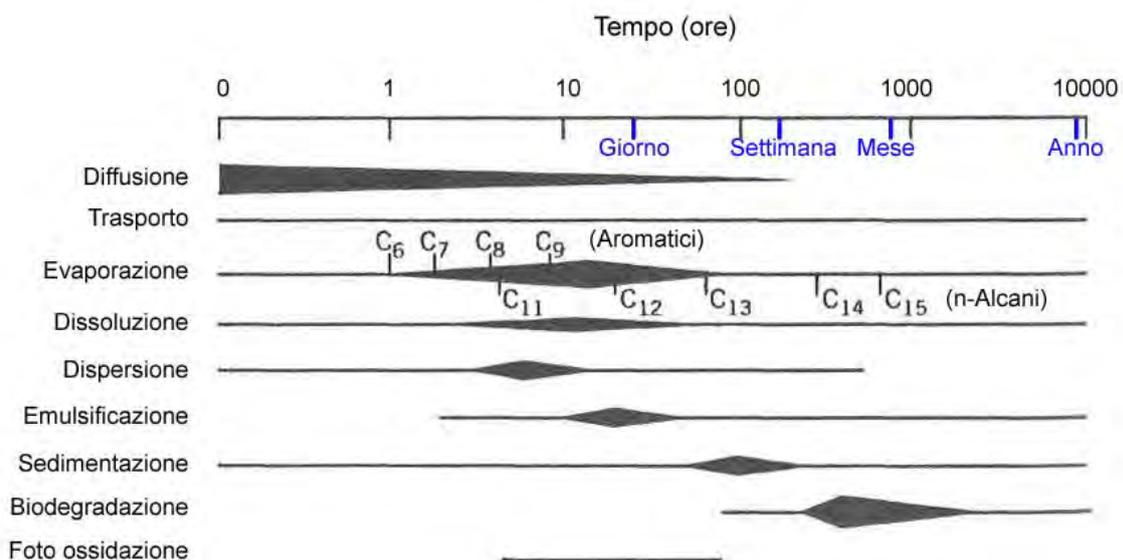


Fig. 15 : Importanza relativa, nel tempo, dei principali processi di weathering per una “generica” chiazza di petrolio. L’ampiezza delle linee offre una indicazione dell’importanza di un processo rispetto agli altri.

Per ciascun processo verrà fatta una breve descrizione e verrà proposta un relazione analitica che lo descrive, implementata nel modulo di valutazione del petrolio nel modello idrodinamico SHIFEM.

6.4.1 Algoritmo lagrangiano

Per poter meglio descrivere il movimento della macchia di petrolio sull'acqua all'interno del modello è stato utilizzato un algoritmo che utilizza il metodo lagrangiano per seguire lo spostamento di una particella sull'acqua in funzione del tempo e riferendosi ad una griglia spaziale fissata nello spazio.

La macchia d'olio viene, quindi, rappresentata come un insieme di particelle di massa definita e uguale per tutte. Le particelle vengono inserite all'interno del sistema nello stesso istante per simulare uno sversamento istantaneo. Il movimento viene calcolato tenendo conto della velocità della corrente e della velocità del vento, quindi delle condizioni idrodinamiche del sistema.

6.4.2 Diffusione e trasporto

Il greggio sversato in acqua comincia subito a distendersi orizzontalmente in modo non uniforme sulla superficie dell'acqua, sotto la spinta delle forze meccaniche di inerzia e frizione, e delle forze di gravitazione, fino a formare un'ampia chiazza caratterizzata da strati di vario spessore. La velocità con la quale ha luogo questo trasporto orizzontale è controllata dalla viscosità dell'olio e dalla tensione superficiale dell'acqua. Un greggio con bassa viscosità diffonde molto più velocemente di un greggio con un'alta viscosità.

Dopo poche ore, a causa del vento, dell'azione delle onde e delle turbolenze dell'acqua, la chiazza comincia a dividersi in bande ristrette disposte parallelamente alla direzione dei venti prevalenti. La diffusione e avvezione delle macchie aumenta con l'esposizione all'aria, alla luce solare e all'acqua sottostante. Man mano che la chiazza di greggio si assottiglia, in particolare dopo lo spessore critico di circa 0,1 millimetri, la stessa inizia a disintegrarsi in frammenti separati che si diffondono in zone sempre più ampie e distanti. La turbolenza attiva e forti venti accelerano la diffusione del greggio e dei relativi frammenti separati che si diffondono in zone sempre più ampie e distanti. La turbolenza attiva e forti venti accelerano la diffusione del greggio e dei relativi frammenti.

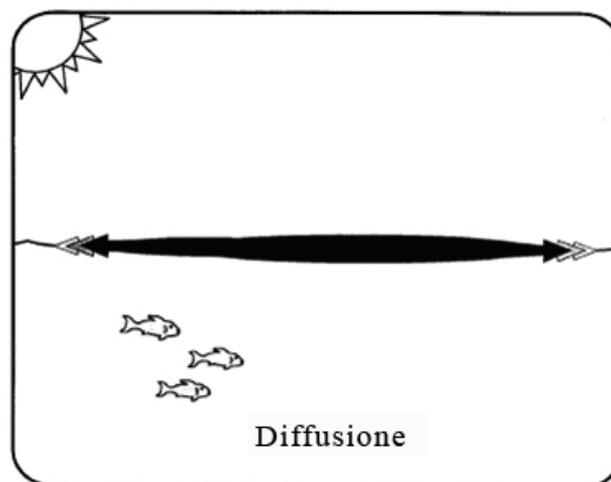


Fig. 16 : Processo di diffusione del petrolio sulla superficie dell'acqua

La teoria, ancora oggi, maggiormente in uso per la valutazione analitica del fenomeno di diffusione è quella proposta da Fay nel 1971 [28] nella quale egli trova, in accordo con le osservazioni sperimentali, che la massima ampiezza raggiunta dalla macchia d'olio è esprimibile come:

$$A = 10^5 V^{3/4}$$

dove:

A = area finale della macchia, m²

V = volume totale sversato, m³

Questa formulazione indica che la dispersione della macchia cessa nel momento in cui la macchia stessa raggiunge uno spessore $th = 10^{-5} V^{1/4}$ m. Il modulo OIL tiene conto di questo spessore limite per bloccare la dispersione.

Il principio di allargamento della macchia per lo spessore di petrolio è rappresentato analiticamente dalla seguente tabella:

Tab. 15 : Descrizione analitica delle fasi di dispersione

Fase di Dispersione	Ampiezza della macchia	Raggio della macchia
Gravità-Inerzia	$1.39(\Delta g A t^2)^{1/3}$	$1.14(\Delta g V t^2)^{1/4}$
Gravità-Forze viscosive	$1.39(\Delta g A^2 t^{3/2} \nu^{-1/2})^{1/4}$	$0.98(\Delta g V^2 t^{3/2} \nu^{-1/2})^{1/6}$
Tensione superficiale	$1.43(\sigma^2 t^3 \rho_w^{-2} \nu^{-1})^{1/4}$	$1.60(\sigma^2 t^3 \rho_w^{-2} \nu^{-1})^{1/4}$

A è la metà del volume della macchia diviso per l'unità di lunghezza, $\Delta = 1 - (\rho_o/\rho_w)$, ν è la viscosità cinematica dell'acqua.

6.4.3 Evaporazione

L'evaporazione è il primo processo che si verifica in seguito ad un rilascio di petrolio. Gli idrocarburi più leggeri nella miscela passano in fase vapore lasciando la superficie dell'acqua per trasferirsi in atmosfera. In generale questi componenti, in condizioni moderate di temperatura, con un punto di ebollizione inferiore a 200 °C, evaporano entro un periodo di 24 ore. Più la superficie della chiazza di petrolio aumenta più veloce sarà l'evaporazione dei composti leggeri. Un mare agitato, alte velocità del vento e calda temperatura dell'acqua incrementano il rateo di evaporazione. Questo processo lascia in acqua la parte più pesante, densa e viscosa influenzando di conseguenza gli altri processi di weathering.

L'evaporazione inizia immediatamente dopo lo sversamento. Mackay et al. (1980) [28] hanno dimostrato che è possibile ricavare la frazione in volume di petrolio perso per evaporazione, dalla seguente equazione:



Fig. 17 : Processo di evaporazione del petrolio sulla superficie dell'acqua

$$F_v = [\ln P_0 + \ln(CK_E t + 1/P_0)]/C$$

dove:

$$K_E = \frac{K_M A V_M}{RTV_0} \quad K_M = 0,0025u_{10}^{0,78}$$

K_M = coefficiente di trasferimento di massa, m/s

u_{10} = velocità del vento a 10 m dalla superficie dell'acqua, m/s

A = area della macchia, m^2

V_M = volume molare il cui valore può variare tra $150 \cdot 10^{-5}$ e $600 \cdot 10^{-6} m^3/moli$

R = costante dei gas, $8,206 \cdot 10^{-5} (atm \cdot m^3)/(K \cdot moli)$

T = temperatura superficiale del petrolio, ° K (generalmente molto vicina a quella dell'aria T_a)

V_0 = volume iniziale dello sversamento, m^3

La pressione di vapore iniziale P_0 , alla temperatura T_a , è esprimibile come:

$$\ln P_0 = 10,6 \cdot (1 - T_{eb}/T_a)$$

dove:

T_a = temperatura dell'aria, K

T_{eb} = punto iniziale di ebollizione, K

Valori di C alla temperatura $T_a = 283$ K e valori di T_{eb} sono stati forniti da Makcay et al. (1980). Sulla base di tali valori Shen et al. (1986) hanno ottenuto le seguenti relazione valide per diversi petroli (Wang et al., 2005) [28].

$$C = 1158,9 API^{1,1435}$$

$$T_{eb} = 542,6 - 30,275 API + 1,565 API^2 - 0,03439 API^3 + 0,0002604 API$$

6.4.4 Dissoluzione

La dissoluzione è il processo di trasferimento dei componenti solubili del petrolio (idrocarburi aromatici come benzene e toluene, idrocarburi alifatici a basso peso molecolare, composti polari formati come conseguenza dell'ossidazione di alcune frazioni di greggio) dalla pellicola sulla superficie in soluzione nelle colonna d'acqua.

La velocità di dissoluzione dipende oltre che dalla composizione del greggio dal processo di diffusione, dalla temperatura e turbolenza dell'acqua e dal grado di dispersione. Si verifica molto più velocemente quando il greggio è finemente disperso nelle colonna d'acqua.

Rispetto all'evaporazione, la dissoluzione necessita di tempi da 10 a 100 volte più lunghi.

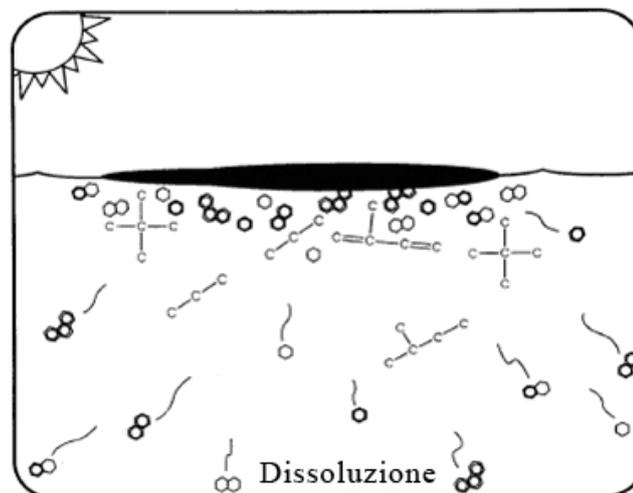


Fig. 18 : Processo di dissoluzione del petrolio sulla superficie dell'acqua

In questo studio è stato implementato il metodo di Cohen et al. (1980) [28] che esprime il tasso di dissoluzione secondo la seguente formulazione:

$$S_d = K_d AS$$

dove:

S_d = tasso totale di dissoluzione, g/s

K_d = coefficiente di trasferimento di massa, m/s

A = area della macchia, m^2

S = solubilità del petrolio in acqua

(Wang et al., 2005). Huang and Monastero (1982) [28], hanno proposto un'equazione che descrive il rapido decremento della solubilità del petrolio dopo lo sversamento:

$$S = S_0 e^{-\alpha t}$$

dove:

S_0 = solubilità dell'olio puro, g/L

α = costante di decadimento

t = tempo trascorso, s

6.4.5 Dispersione

Le onde e la turbolenza del mare possono causare la disgregazione di una parte o di tutta la chiazza di petrolio, in goccioline di varie dimensioni che entrano nella colonna d'acqua formando una sospensione. Le goccioline più grandi ($> 0,1$ mm in diametro) formatesi in seguito al rimescolamento si fondono e risalgono rapidamente concentrandosi sulla superficie dell'acqua. Quelle più piccole ($< 0,1$ mm in diametro) si allontanano dalla massa principale e cominciano a disperdersi nella colonna d'acqua. Tale dispersione procede molto rapidamente quanto più bassa è la viscosità del greggio e la presenza di onde. La dispersione riduce il volume della pellicola sulla superficie ma non modifica le proprietà fisico-chimiche del petrolio.

Oltre a questa dispersione meccanica può avvenire anche una dispersione spontanea. Questo fenomeno spesso è più rilevante della dissoluzione.

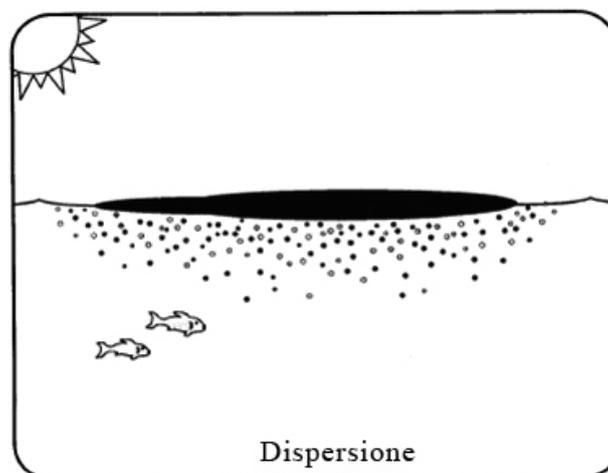


Fig. 19 : Processo di dispersione del petrolio

Analiticamente viene valutata attraverso il bilancio di materia descritto paragrafo 4.3 dove il significato dei termini è lo stesso.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} = K_H \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + Q_s + I$$

6.4.6 Emulsioni

L'emulsificazione consiste nella miscelazione di goccioline d'acqua nella massa di petrolio rilasciato sulla superficie dell'acqua. Mentre la superficie esposta è soggetta ad evaporazione alcuni dei componenti più pesanti tendono a precipitare fuori dalla miscela di petrolio sotto forma di particelle molto fini. Queste particelle partecipano alla stabilizzazione di un'emulsione di acqua nel greggio a causa della presenza di surfattanti naturali. Le emulsioni più stabili di acqua in greggio possono contenere dal 30 all'80% di acqua. La loro stabilità aumenta solitamente con la diminuzione di temperatura, sono molto viscosi e creano il cosiddetto fenomeno detto della "mousse di cioccolato". Un volta che la mousse si forma il fenomeno di weathering del greggio può essere significativamente ridotto.

La formazione di emulsioni di greggio in ambiente marino dipende dalla composizione del greggio stesso e dal regime di turbolenza della massa d'acqua. L'azione delle onde può aumentare il volume dell'inquinante di un fattore tra 2 o 3.

Le emulsioni opposte di greggio in acqua (goccioline di greggio sospese in acqua), sono molto meno stabili perché le forze di tensione superficiale fanno rapidamente diminuire la dispersione del greggio. Questo processo può essere ritardato con l'aiuto di emulsionanti: sostanze tensioattive con forti proprietà idrofile usate per eliminare sversamenti di greggio. Gli emulsionanti contribuiscono a stabilizzare le emulsioni di greggio ed a promuovere la dispersione del greggio fino a formare goccioline microscopiche e invisibili. Ciò accelera la decomposizione dei prodotti petroliferi nella colonna dell'acqua ed i processi di degradazione microbica.

I processi che governano la formazione delle emulsioni non sono ancora del tutto chiari pertanto si è scelto di utilizzare l'approccio empirico proposto da Rasmussen (1985) dove viene calcolato il contenuto percentuale d'acqua all'interno dell'emulsione.

$$Y_w = (1 - e^{-K_A K_B (1-u_{10})^2 t}) / K_B$$

Y_w = contenuto d'acqua nell'emulsione

K_A è un parametro che varia con la velocità del vento, il valore più comunemente usato è $4,5 \cdot 10^{-6}$

$K_B = 1/Y_w^F = 1,25$

Y_w^F = contenuto d'acqua stabile in emulsione il cui valore è 0,8

u_{10} = velocità del vento a 10 m.

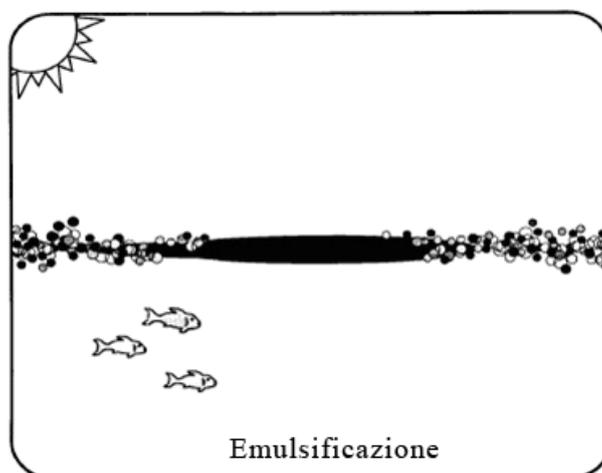


Fig. 20 : Processo di emulsificazione del petrolio sulla superficie dell'acqua

6.4.7 Foto-ossidazione

I processi foto-ossidativi si verificano sotto l'influenza della luce solare (nel campo di spettro dell'ultravioletto e vicino all'ultravioletto) e in presenza di ossigeno, trasformando gli idrocarburi in nuovi prodotti. Queste reazioni avvengono principalmente nelle parti periferiche delle chiazze di greggio disposte sulla superficie dell'acqua e coinvolgono i componenti che sono fisicamente separati dal petrolio. Il destino dei prodotti finali di ossidazione (perossidi d'idrogeno, fenoli, acidi carbossilici, chetoni, aldeidi ed altri) è la rimozione e dissipazione in atmosfera o nel corpo idrico. Molti dei prodotti di reazione infatti presentando una maggiore solubilità in acqua, inoltre possono presentare una maggiore tossicità rispetto ai composti di partenza..

I processi di foto-ossidazione sono influenzati dall'intensità della luce, dallo stato fisico del greggio sulla superficie dell'acqua e l'area di greggio esposta alla luce solare.

Per la determinazione della velocità di fotolisi si considera un'equazione di reazione del primo ordine:

$$\frac{\partial C}{\partial T} = -k_{ph}C$$

dove:

C = concentrazione dissolta in acqua, g/l (o l'unità di misura della concentrazione considerata dal modello di trasporto)

k_{ph} = costante cinetica di fotolisi diretta, 1/day

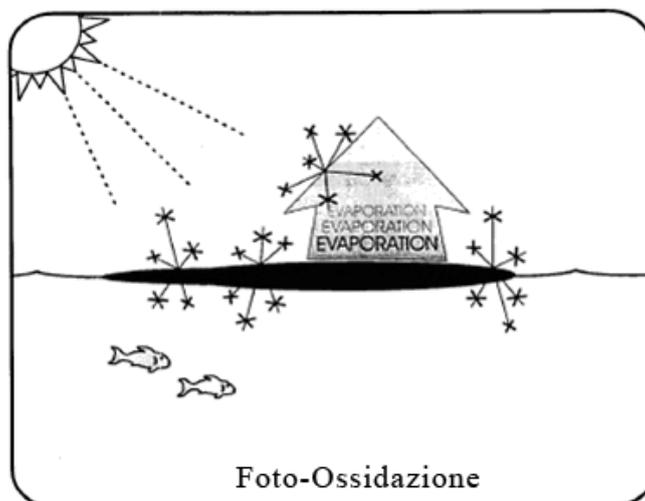


Fig. 21 : Processo di foto-ossidazione del petrolio sulla superficie dell'acqua

6.4.8 Sedimentazione e aggregazione

Il processo di sedimentazione è dovuto alla forza di gravità che fa affondare una parte di greggio fino al fondo. In effetti solo una parte molto piccola di greggio è abbastanza pesante da affondare, mentre la maggior parte di tale processo, che può interessare fino al 10-30% del greggio, è dovuto all'adsorbimento del greggio su particelle sospese che poi si depositano sul fondo.

Ciò accade principalmente nelle zone litoranee strette e nelle acque poco profonde in cui le particelle sono abbondanti e l'acqua è sottoposta ad una intensa miscelazione. Nelle zone più profonde a distanza dalla costa, la sedimentazione di greggio (tranne le frazioni pesanti) è un processo estremamente lento.

Simultaneamente avviene il processo di biosedimentazione. Il plancton ed altri organismi assorbono il greggio emulsionato e lo sedimentano sul fondo con i loro metaboliti e resti.

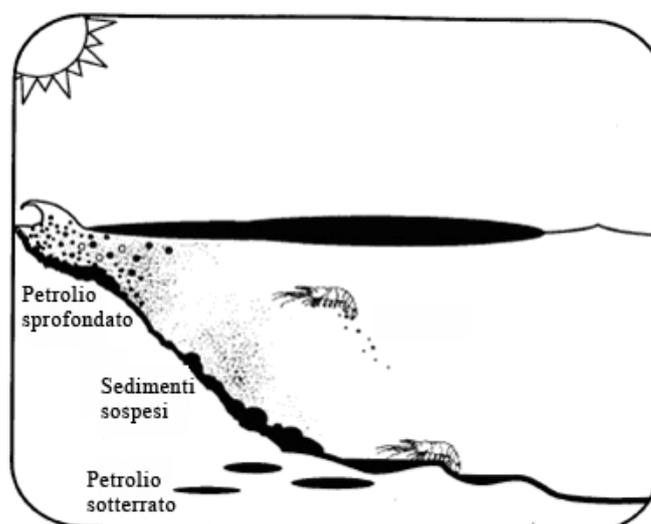


Fig. 22 : Processo di sedimentazione e aggregazione del petrolio

Le parti sospese di greggio sono sottoposti ad una intensa decomposizione chimica e fisica (microbica in particolare) nella colonna dell'acqua. Tuttavia, questa situazione cambia radicalmente quando il greggio sospeso raggiunge il fondo. Numerosi studi sperimentali indicano che il tasso di decomposizione del greggio sepolto sul fondo decade bruscamente. I processi di ossidazione rallentano, specialmente nelle condizioni anaerobiche del fondo. Le frazioni pesanti del greggio accumulate all'interno dei sedimenti possono essere conservate per molti mesi e perfino anni.

Aggregati solidi di petrolio sotto forma di grumi, sfere di catrame, si può trovare sia nelle acque aperte che costiere così come sulle spiagge. Derivano dal petrolio greggio dopo l'evaporazione e la dissoluzione delle relative frazioni relativamente leggere, dall'emulsificazione dei composti del greggio e dalla trasformazione chimica e microbica.

La composizione chimica di tali aggregati è piuttosto variabile.

6.4.9 Degradazione microbica

Il destino della maggior parte delle sostanze del petrolio nell'ambiente marino infine è definito dalla loro trasformazione e degradazione dovuto ad attività microbica. Circa cento specie conosciute di batteri e di funghi possono usare i componenti del greggio per sostenere il loro sviluppo e metabolismo.

Nelle zone incontaminate, le loro proporzioni non eccedono solitamente 0,1-1,0% dell'abbondanza totale delle comunità batteriche eterotrofiche. In zone inquinate da greggio tuttavia, questa proporzione aumenta a 1-10% [47]. I processi biochimici di degradazione del greggio con partecipazione di microorganismi includono parecchi tipi di reazioni enzimatiche basate sulle ossigenasi, sulle deidrogenasi e sulle idrolasi. Questi causano idroossidazione aromatica ed alifatica, la deamminazione ossidativa, l'idrolisi ed altre trasformazioni biochimiche delle sostanze originali del petrolio e dei prodotti intermedi della loro degradazione.

Il grado ed i tassi della biodegradazione dell'idrocarburo dipendono principalmente dalla struttura delle loro molecole. I composti paraffinici (alcani) vengono biodegradati più velocemente delle sostanze aromatiche e nafteniche. Con l'aumento della complessità della struttura molecolare (che aumenta il numero di atomi di carbonio ed il grado di ramificazione della catena) così come con l'aumento di peso molecolare, solitamente il tasso della decomposizione microbica diminuisce.

I fattori ambientali più importanti che influenzano la biodegradazione degli idrocarburi includono la temperatura, la concentrazione delle sostanze nutrienti e dell'ossigeno e, naturalmente, l'abbondanza dei microorganismi.

Anche per la biodegradazione è stata considerata una cinetica del primo ordine:

$$\frac{\partial C}{\partial T} = -k_b C$$

C_w = concentrazione dell'inquinante disciolto in acqua, mg/L

k_b = costante di biodegradazione, 1/day

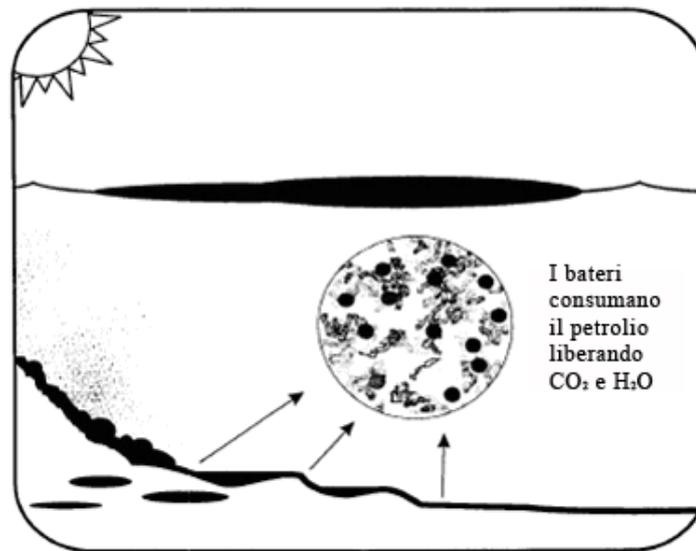


Fig. 23 : Processo di degradazione batterica del petrolio

7 CASO DI STUDIO

Il modulo TOXI che integra il modello idrodinamico SHYFEM, è stato applicato, in fase di test, per la simulazione degli effetti di uno scenario incidentale ipotizzato nel Rapporto di Sicurezza della ditta Decal [29] coinsediata nell'area industriale di Porto Marghera,. Lo scenario considera uno sversamento massivo di Acrilonitrile, nel Canale Industriale Sud.

I risultati della simulazione sono stati quindi utilizzati per un'analisi del rischio al fine di valutare l'impatto ambientale. Questa costituirà un'utile strumento per l'adozione di misure di intervento preventive in sede progettuale (per la pianificazione e progettazione di livelli di sicurezza adeguati alla situazione geo-ambientale) e in sede di verifica di misure atte a proteggere gli elementi ambientali vulnerabili.

7.1 DESCRIZIONE DELLO SCENARIO INCIDENTALE

L'ipotesi oggetto del caso di studio si riferisce alla rottura di un braccio di travaso durante le operazioni di scarico da una nave, di acrilonitrile.

La zona di travaso è collocata sul Canale Industriale Sud, nella parte ovest della Laguna di Venezia, ed è individuata in Fig. 24. In questa immagine si può osservare la sua posizione rispetto alla città di Venezia, alla Zona Industriale di Porto Marghera, ed alle bocche di Porto della Laguna di Venezia.

È stato ipotizzato il collasso del braccio di travaso, considerando pertanto un diametro equivalente del foro pari al 100% del diametro del braccio stesso. La portata di fuoriuscita, trattandosi di ipotesi di collasso del braccio, è stata assunta pari alla portata di mandata della pompa (100 kg/s), sommata alla quantità di sostanza che fuoriesce dalla tubazione lato banchina a causa del battente di liquido presente nel serbatoio (circa 1000 kg). Trattandosi di attività non automatizzata, ma comunque presidiata da operatori per tutta la durata delle operazioni, si è scelto di utilizzare 60 secondi come tempo di intervento da parte degli operatori per accorgersi della perdita di contenimento ed azionare il pulsante di emergenza per l'intercetto della linea [29].

Le ipotesi caratterizzanti il termine sorgente sono riassunte nella seguente tabella:

Tab. 16 : Termine sorgente per il caso di studio

Sostanza coinvolta	Acrilonitrile
Pressione	8 bar
Temperatura	293 K
Diametro del braccio	0,15 m
Diametro equivalente del foro	0,15 m
Portata tubazione	100 kg/s
Tempo di rilascio	60 s
Hold-up tubazione	1000 kg
Quantità totale rilasciata	7000 kg

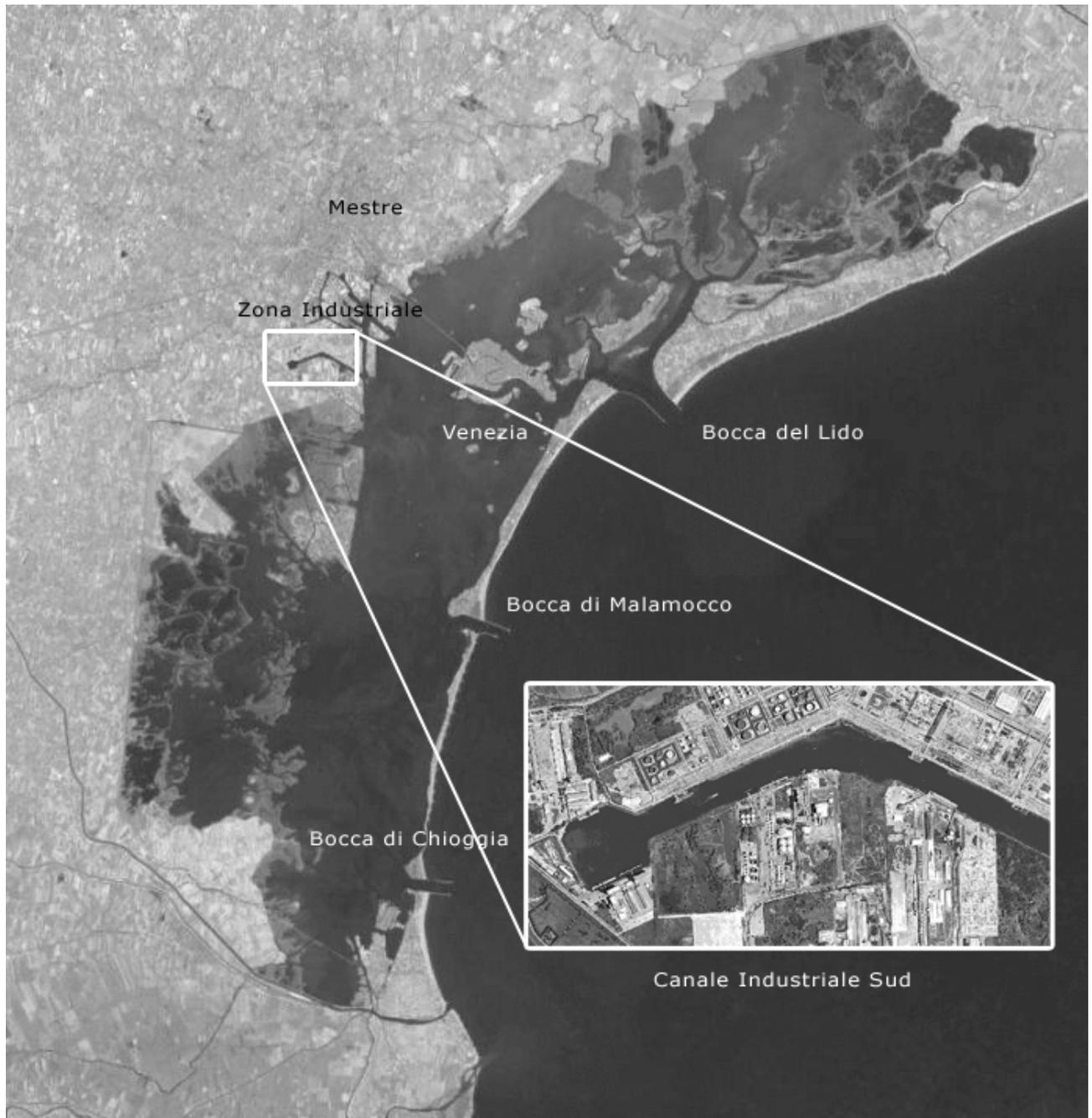


Fig. 24 La Laguna di Venezia e l'area del caso di studio

Sulla base dei dati forniti dall'Ente Zona [33], ricavati da una stazione meteo posizionata a Porto Marghera a circa 40 metri di altezza, si è individuata una velocità del vento media, nel corso degli ultimi 5 anni, pari a 2÷4 m/s che, ipotizzando un profilo logaritmico delle velocità del vento, porta ad un valore di circa 1-2 m/s ad un'altezza di 10 m dal suolo. Pertanto, nel caso analizzato, nella fase di dissoluzione della pozza di sostanza, che dura meno di 25 minuti, si è utilizzato come velocità del vento a 10 m dal suolo il valore di 2 m/s.

In Fig. 25 è riportata la localizzazione del punto di rilascio così com'è stata approssimata nella griglia del modello.

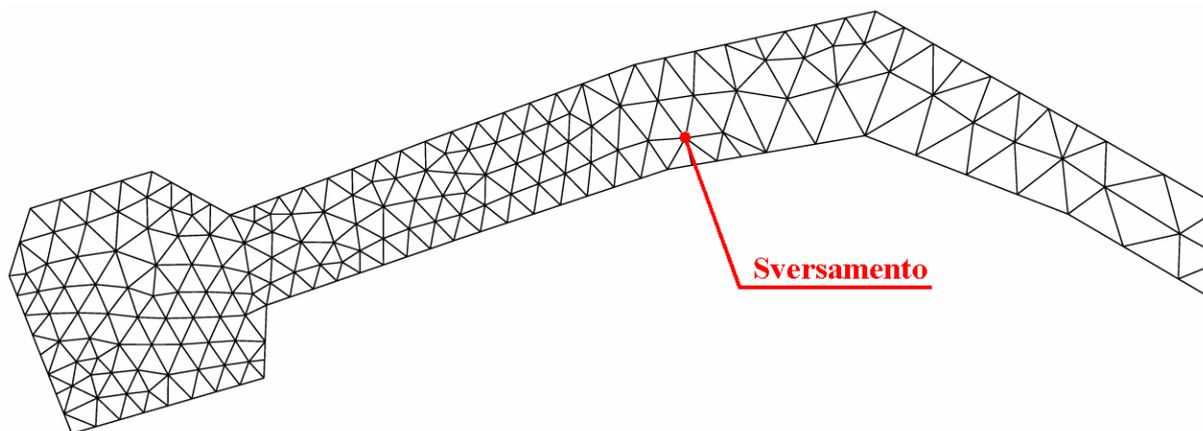


Fig. 25 : Nodo che approssima il punto di rilascio nella griglia del modello

7.2 L'ACRILONITRILE

L'acrilonitrile è un liquido incolore. E' un composto di origine naturale, ma viene sintetizzato principalmente per essere usato nella produzione di fibre sintetiche. Nell'ambito delle attività di Porto Marghera, viene utilizzato, assieme all'acetato di vinile, per dare il polimero nella produzione di fibre acriliche dall'azienda Montefibre.

La sua formula bruta è H_3C_2N e la sua struttura è rappresentata di seguito:

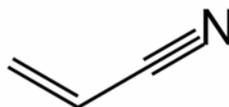


Fig. 26 : Formula di struttura dell'acrilonitrile.

Viene etichettato come infiammabile (simbolo F), tossico (simbolo T) e pericoloso per l'ambiente. Le frasi di rischio che classificano tale inquinante sono:

- R45: può causare il cancro;
- R11: facilmente infiammabile
- R23/24/25: tossico per inalazione, per contatto con la pelle e per ingestione;
- R37/38: irritante per le vie respiratorie e per la pelle;
- R41: rischio di gravi danni agli occhi;
- R43: può causare sensibilizzazione per contatto con la pelle;
- R51/53: tossico per gli organismi acquatici, può causare danni all'ambiente acquatico a lungo termine.

7.2.1 parametri chimico fisici.

La caratterizzazione chimico-fisica di un inquinante ne condiziona pesantemente il comportamento in acqua e la sua interazione con gli organismi che in essa vivono. Per questo motivo è indispensabile effettuare una ricerca di tutta una serie di proprietà ed eventualmente anche delle relazioni che le legano alle caratteristiche ambientali come la temperatura.

Le banche dati [30], [36] consultate indicano la volatilizzazione e la biodegradazione come i principali fenomeni che l'acrilonitrile può subire in ambiente acquatico.

Nella tabella che segue sono raccolte le proprietà chimico-fisiche necessarie per calcolare l'evoluzione del processo di volatilizzazione.

Tab. 17 : Dati chimico-fisici dell'acrilonitrile.

Proprietà	Valore	Unità di misura
M	53,06	g/mol ^c
S	$7 \cdot 10^4$	g/L
ρ_l	800,4	Kg/m ³
H	$1,36 \cdot 10^{-4}$	(m ³ atm)/mole
T_{0H}	25	°C

Per quanto riguarda il fenomeno della biodegradazione si è trovato come k_{b0} a 293 K il valore di $4,62 \cdot 10^{-3}$ 1/day [30].

Gli altri processi sono ritenuti poco o non significativi:

- Effetti acido base: non sono stati reperiti dati che giustifichino un comportamento acido o basico di questo composto, quindi una sua dissociazione in ambiente acquatico.
- Adsorbimento: questa sostanza manifesta un basso potenziale di adsorbimento sui solidi, infatti il coefficiente di ripartizione solidi/acqua K_{oc} è di 1.15 L/kg. A giustificare la scelta di trascurare l'adsorbimento quale fenomeno caratteristico dell'acrilonitrile in acqua, concorrono anche i risultati riportati in Tab. 18 che mostrano come questa sostanza si distribuisca in maniera preferenziale nei compartimenti ambientali acqua e aria.

Tab. 18 : Distribuzione percentuale dell'acrilonitrile nei vari compartimenti ambientali

Compartimento	Distribuzione %
Aria	66.3
Acqua	33.6
Suolo	0.053
Sedimenti	0.00118
Sedimenti sospesi	0.0000368
Pesce	0.00000299

- Bioaccumulo: un valore del coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua determinato a partire da $\log K_{ow} = 0.25$ porta a supporre che il bioaccumulo di tale

sostanza sia trascurabile. Tale ipotesi risulta giustificata anche alla luce dei dati riportati in Tab. 18. Inoltre è opportuno osservare come questo processo richieda tempi più lunghi di quelli considerati nella valutazione degli effetti acuti da sversamento.

- Fotolisi: non essendoci assorbimento della radiazione luminosa al di sopra di 290 nm, viene meno la condizione necessaria perché questo fenomeno possa essere considerato una delle vie di trasformazione di questa sostanza.
- Idrolisi: risultando, da prove sperimentali, la sua stabilità in acqua per un range di pH compreso tra 4 e 10 è ipotizzabile che l'acrilonitrile non idrolizzi.

7.2.2 Studio della tossicità acquatica

Rimandando all'Allegato 5 per un approfondimento sulla metodologia per la determinazione di un valore di salvaguardia per la protezione dell'ecosistema lagunare relativa ad un rilascio massivo di sostanza pericolosa e sulla quantificazione del rischio ambientale acuto, si procederà di seguito alla valutazione del'HC₅ (hazard concentration for % species), per l'acrilonitrile attraverso l'applicazione della procedura di calcolo della sensitività della specie (SSD - Species Sensitivity Distribution), a partire da valori di ecotossicità acuta LC₅₀ ed EC₅₀ reperiti in letteratura.

Una valutazione più caratteristica sarebbe possibile approntare con riferimento a dati relativi alle specie presenti in Laguna, ricavate da prove effettuate in questo ambiente specifico. Non avendone la disponibilità, si è ricorso ai valori riassunti in Tab. 19 ricavati da [30].

Tab. 19 : Dati di tossicità acuta reperiti in letteratura per l'acrilonitrile

	Specie	Parametro	Valore (mg/l)
Pesci	Cyprinodon variegatus	LC ₅₀ (96h)	8.6
	Lepomis machrochirus	LC ₅₀ (96h)	11.8
	Cyprinus carpio	LC ₅₀ (96h)	19.64
	Ctenophayngodon idellus	LC ₅₀ (96h)	5.16
	Gobius minutes marine	LC ₅₀ (96h)	14.0
	Lebistes reticulatus	LC ₅₀ (96h)	33.5
	Pimephales promelas	LC ₅₀ (96h)	10.1
Invertebrati	Daphnia magna	LC ₅₀ (48h)	7.6
	Crangon crangon	LC ₅₀ (48h)	20
Alghe	Scenedesmus subspicatus	EC ₅₀ (72h)	3.1
	Skeletonema costatum	EC ₅₀ (72h)	1.63

A partire dai dati raccolti è stata poi costruita la curva di densità di probabilità per la sostanza, rappresentata in Fig. 27.

La distribuzione statistica considerata è la log-normale determinata con i parametri ricavati dai dati di Tab. 19, riassunti in Tab. 20.

Integrando i valori utilizzati per costruire la curva di Fig. 27 si è ottenuto l'andamento delle percentuali di specie colpite in funzione della concentrazione dell'inquinante, cioè la curva di distribuzione di sensitività della specie SSD, Fig. 28.

Tab. 20 : Parametri che definiscono la distribuzione log-normale dei dati

Dato	Valore
Numero di valori	11
Media dei valori (\log_{10})	0.961
Deviazione standard dei valori	0.380

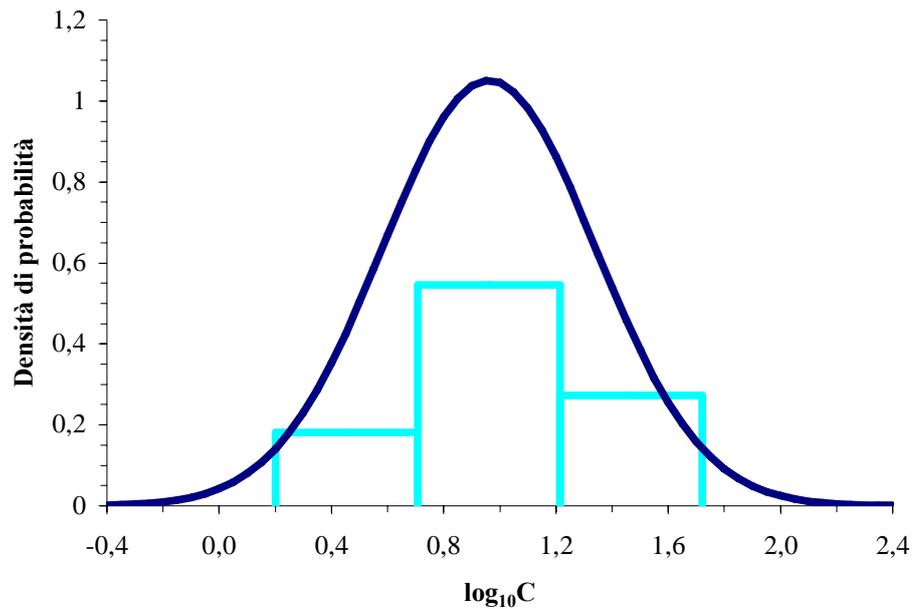


Fig. 27 : Funzione di densità di probabilità per l'acrilonitrile

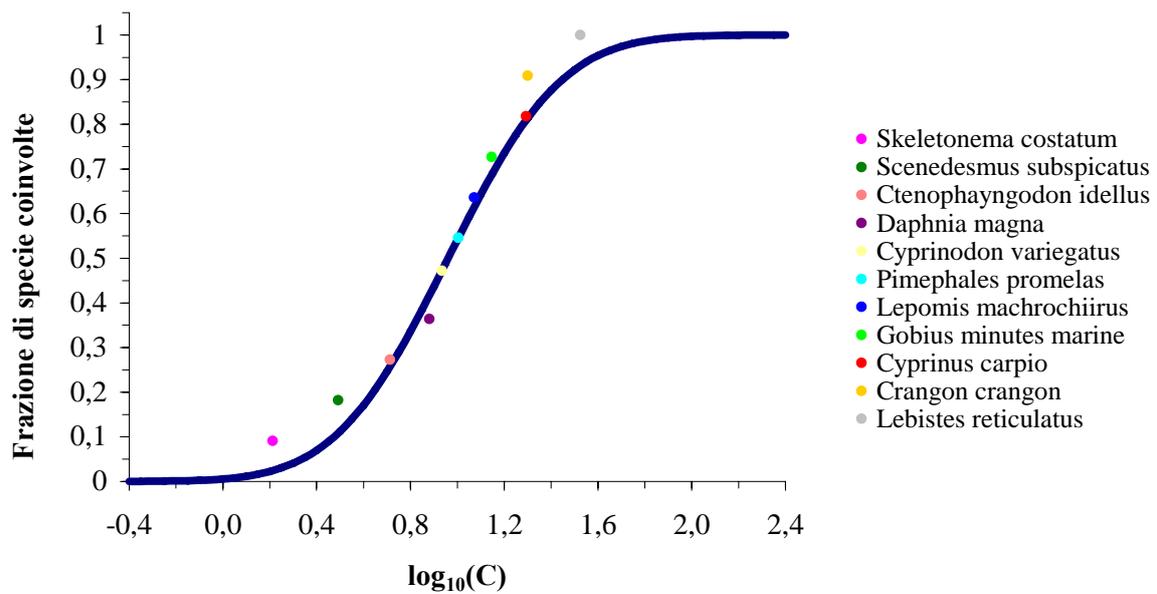


Fig. 28 : Distribuzione di sensitività della specie per l'acrilonitrile.

Il valore, che, in Fig. 28 corrisponde al 5% di specie colpite, individua il parametro di salvaguardia ambientale. Tale valore (HC_5) calcolato è pari a 2.17 mg/L e risulta ovviamente molto superiore alla PNEC, che viene utilizzata per valutazioni di tossicità cronica (Allegato 5) pari 0,17 $\mu\text{g/L}$.

7.3 ANALISI DI SENSITIVITA'

Una volta sversato in acqua, l'acrilonitrile inizia a formare la pozza di sostanza pura e a disciogliersi. Si riporta in Fig. 29 l'andamento nel tempo della dimensione della pozza, espressa in termini di raggio equivalente, e il rateo di dissoluzione, entrambi valutati secondo la metodologia illustrata nel capitolo 5.

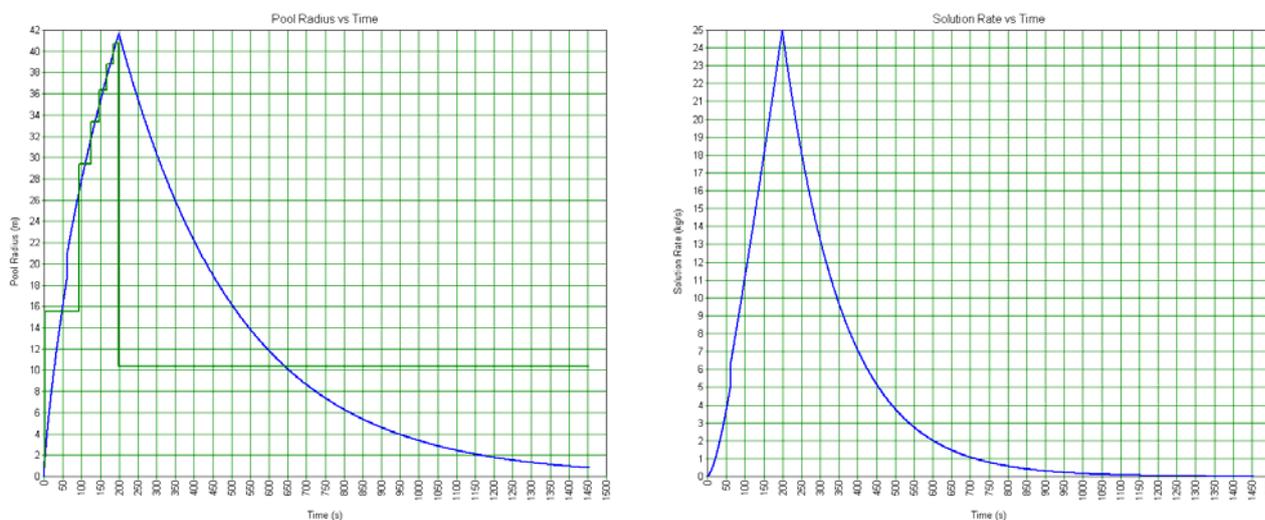


Fig. 29 : Andamento temporale della dimensione della pozza e rateo di dissoluzione

Le serie temporali che verranno riportate sono state valutate nel nodo indicato in verde in Fig. 30.

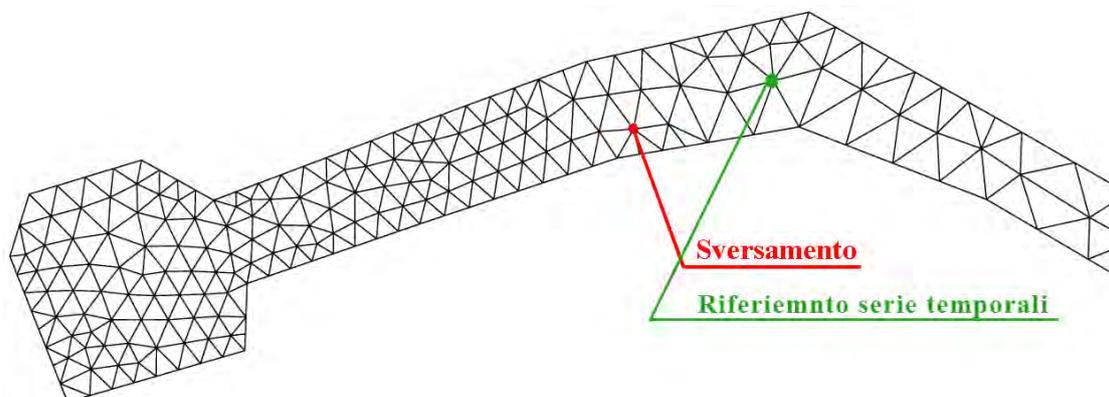


Fig. 30 : Nodo di riferimento per le serie temporali

7.3.1 Confronto tra Bora e Scirocco

La volatilizzazione si è visto, rappresenta il processo più significativo a cui l'acrilonitrile è soggetta un volta che viene a contatto con un corpo idrico (vedi paragrafo 8.2.1). Poiché essa è influenzata principalmente dall'intensità del vento, si è cercato di valutare per un vento costante di 5 m/s, quanto la direzione dello stesso può essere determinante nella dispersione.

Si sono considerate le due direzioni principali del vento riscontrabili nell'area lagunare dalle rose del vento degli ultimi 5 anni [33]: la bora (vento di nord-est) e lo scirocco (vento di sud-est);

Come appare evidente analizzando i risultati riportati in Fig. 31, la direzione del vento non influenza il processo studiato nel punto di osservazione considerato.

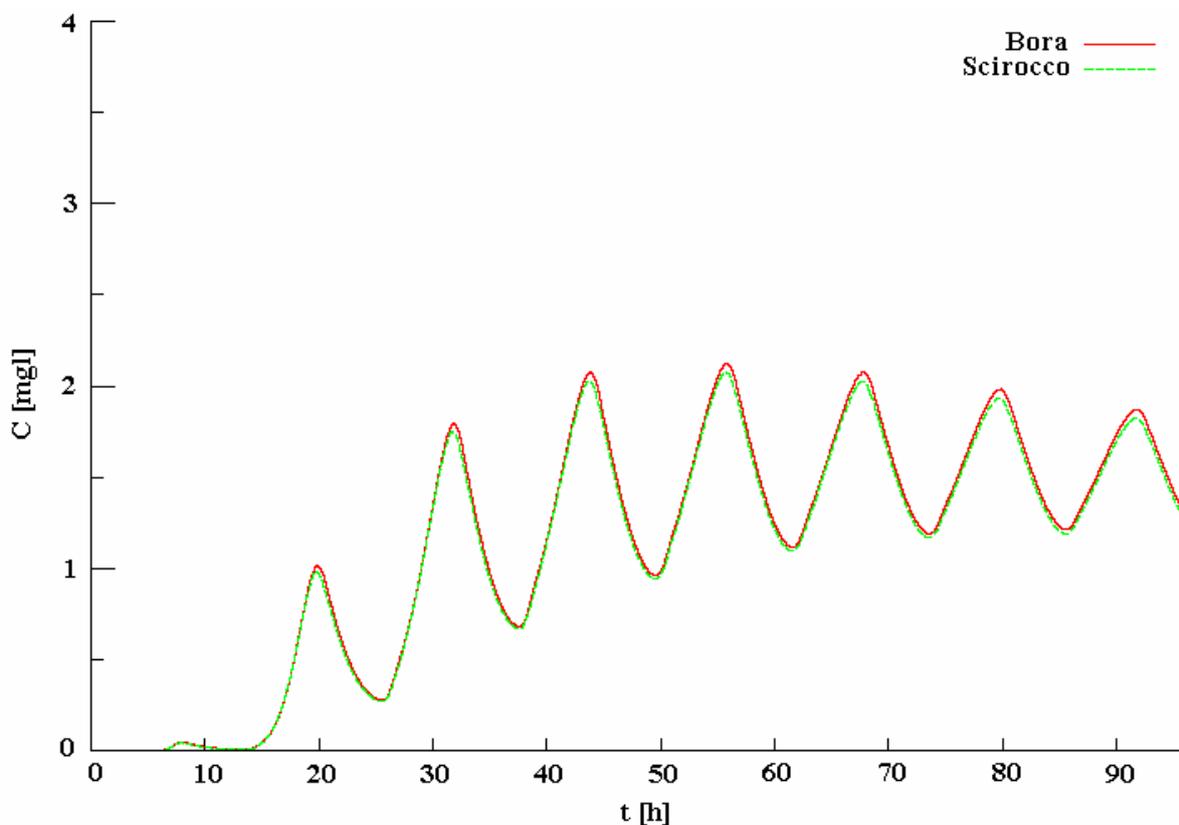


Fig. 31 : Confronto tra Bora e Scirocco per velocità del vento pari a 5 m/s

Questo fatto si può spiegare a causa delle basse correnti acquatiche che si vengono a creare per effetto del vento e in particolare per acque che raggiungono una certa profondità come quelle del Canale industriale Sud. Nel punto di sversamento e nelle sue vicinanze, infatti, la corrente è determinata quasi esclusivamente dalle onde di marea, che creano l'andamento oscillante della concentrazione nel tempo. Si può osservare inoltre che le due direzioni del vento considerate hanno praticamente la medesima componente nella direzione parallela a quella di sviluppo longitudinale del canale, per cui risulta particolarmente difficile apprezzare delle differenze tra questi due casi.

7.3.2 Confronto tra diversi moduli di velocità del vento

Il passo successivo nella valutazione della qualità delle risposte del modello sviluppato è stato il confronto tra i 3 diversi valori del modulo delle velocità del vento: 3, 5 e 7 m/s.

Il confronto tra le serie temporali associate alle tre differenti velocità del vento e' riportato in Fig. 32.

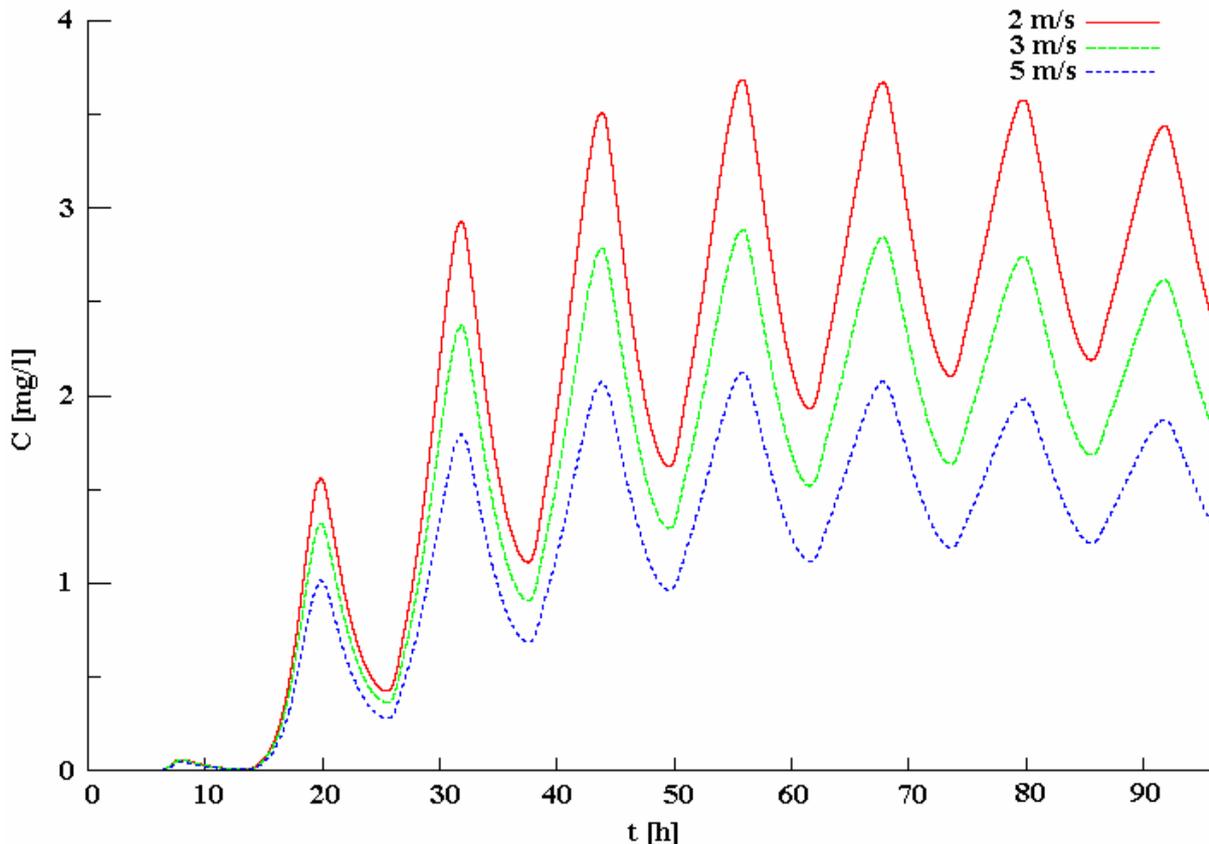


Fig. 32 : Confronto tra diverse velocità del vento: 3, 5, e 7 m/s

Appare subito chiaro come le condizioni più sfavorevoli per l'ecosistema lagunare siano da identificare come quelle con la più bassa velocità del vento.

Questo è dovuto al fatto che a velocità maggiori il processo di volatilizzazione viene favorito a causa di una riduzione della quantità di sostanza che rimane in acqua. Inoltre l'idrodinamica del canale, influenzata dall'intensità del vento, accelera la dispersione della sostanza

Se considerassimo anche la vaporizzazione della sostanza sversata, quando essa si trova in fase pura al di sopra della superficie dell'acqua, si avrebbero per elevati moduli della velocità un'ulteriore diminuzione di sostanza presente nel corpo idrico. Infatti più il vento soffia in maniera importante e maggiore è la quantità di sostanza che evapora e quindi minore è la frazione di inquinante che dissolve.

7.3.3 Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte e soggetta ai fenomeni degradativi

Per verificare l'incisività dei fenomeni di speciazione, trasporto, trasformazione implementati sul modello idrodinamico SHYFEM, si è proceduto ad analizzare il confronto tra la concentrazione dell'acrilonitrile calcolata come se fosse soggetta unicamente alla dispersione, cioè come fosse un inerte, e quella stimata tenendo conto dei due fenomeni più significativi a cui è soggetta a contatto con l'acqua: la volatilizzazione e la biodegradazione.

I risultati ottenuti per un vento di 2 e 5 m/s sono riportati rispettivamente in Fig. 33 e Fig. 34.

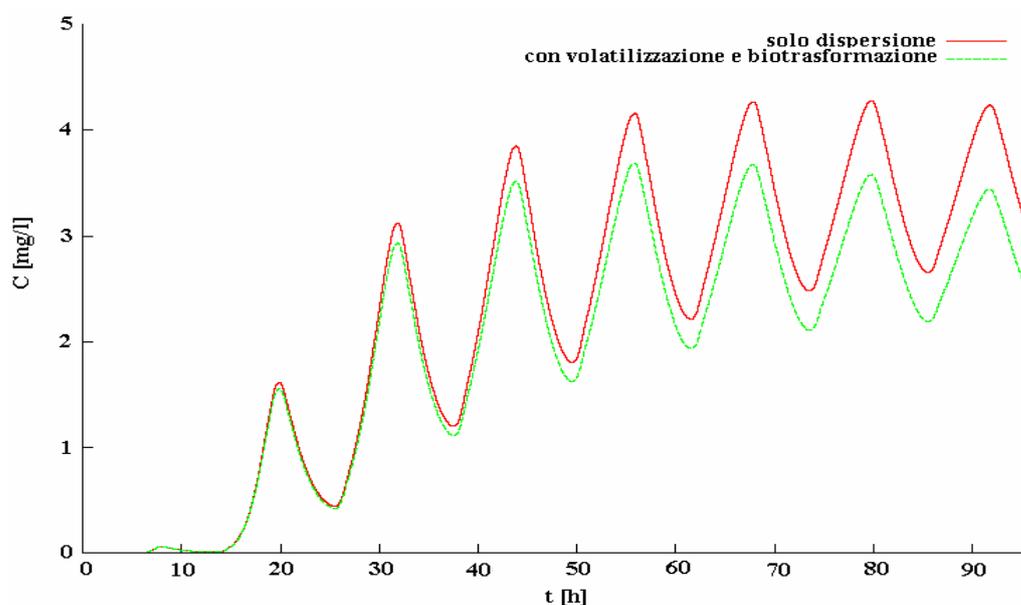


Fig. 33 : Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte e soggetta a fenomeni degradativi s per una velocità del vento di 2 m/s

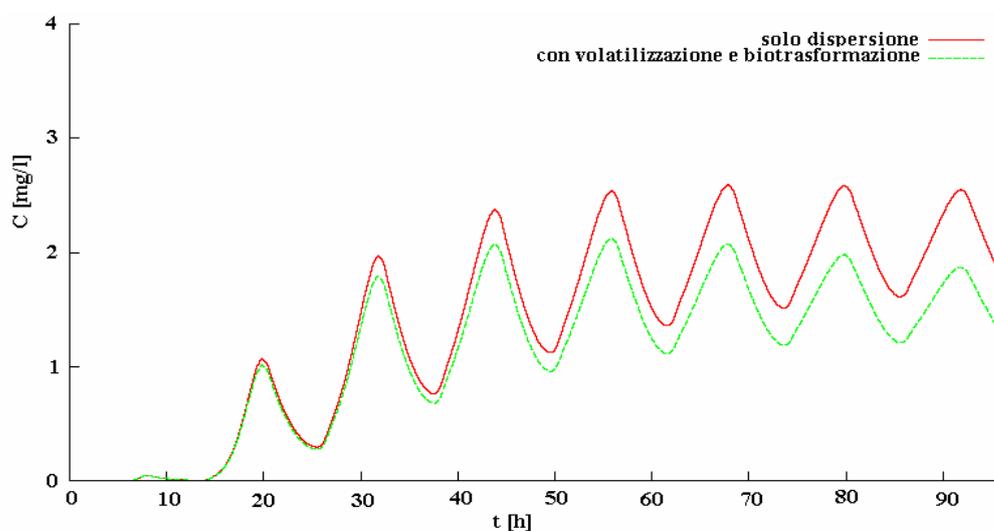


Fig. 34 : Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte e soggetta a fenomeni degradativi s per una velocità del vento di 5 m/s

I due grafici evidenziano una chiara differenza tra le concentrazioni calcolate secondo le due diverse ipotesi, fino al 20 % per velocità del vento di 5 m/s.

In Fig. 35 si riportano le mappe dell'evoluzione spaziale delle concentrazioni dopo un periodo di 96 ore, ad una velocità del vento di 2 m/s, considerando l'acrilonitrile come inerte e soggetto a fenomeni degradativi. E' chiaramente visibile l'estensione dell'area di danno nei due casi.

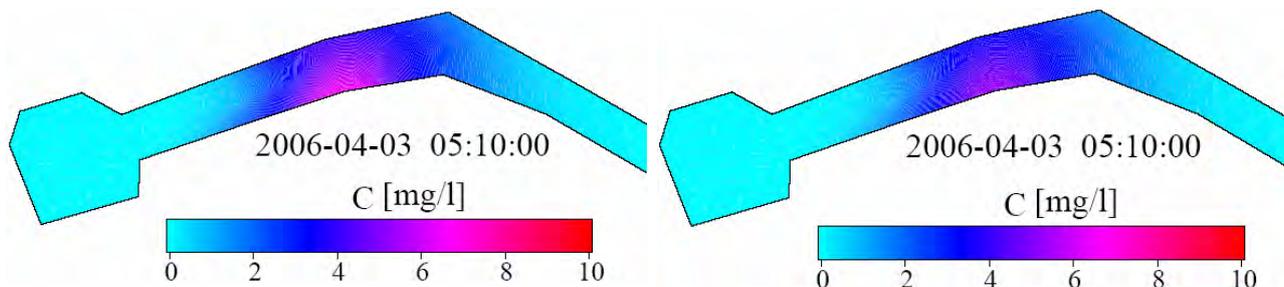


Fig. 35 : Mappatura della dispersione di acrilonitrile, come inerte e soggetta e fenomeni degradativi

L'incidenza dei fenomeni degradativi sulle concentrazioni di sostanze tossiche che si disperdono in ambiente acquatico sono significative e comportano valutazioni necessariamente diverse in termini di impatto ambientale.

7.4 LA VALUTAZIONE DELLA DISTANZA MASSIMA DI DANNO.

Applicando i principi dell'analisi del rischio si è infine valutata la massima distanza di danno al valore di salvaguardi HC₅ per la protezione dell'ecosistema lagunare nel caso di eventi acuti, individuato, secondo la procedura descritta in Allegato 5, nel paragrafo 8.2.2, e il rischio associato.

Il tempo di calcolo considerato e' di 96 ore paragonabile al tempo più alto per la valutazione dei test per la tossicità acuta (quelli sui pesci). La velocità del vento considerata è di 2 m/s.

In Fig. 36 sono riportate le istantanee a 0, 10, 24, 72 e 96 ore dell'evoluzione spaziale.

Si può constatare che il tempo di osservazione considerato risulta sufficientemente lungo per poter apprezzare l'inizio della riduzione delle dimensioni della macchia di inquinante. A questo punto, si è in grado di circoscrivere la superficie del Canale Industriale Sud entro la quale la concentrazione del composto pericoloso studiato supera il valore di salvaguardia per l'ecosistema HC₅, individuato quale criterio di salvaguardia ambientale. Nei limiti della scelta di tale parametro, si è pertanto riusciti a discriminare la porzione di area di Canale non interessata da conseguenze ambientali serie per l'ecosistema, da quella in cui, essendo la concentrazione di inquinante stimata superiore al valore di HC₅, si può ritenere che l'evento incidentale abbia compromesso in maniera rilevante la sopravvivenza delle specie acquatiche presenti.

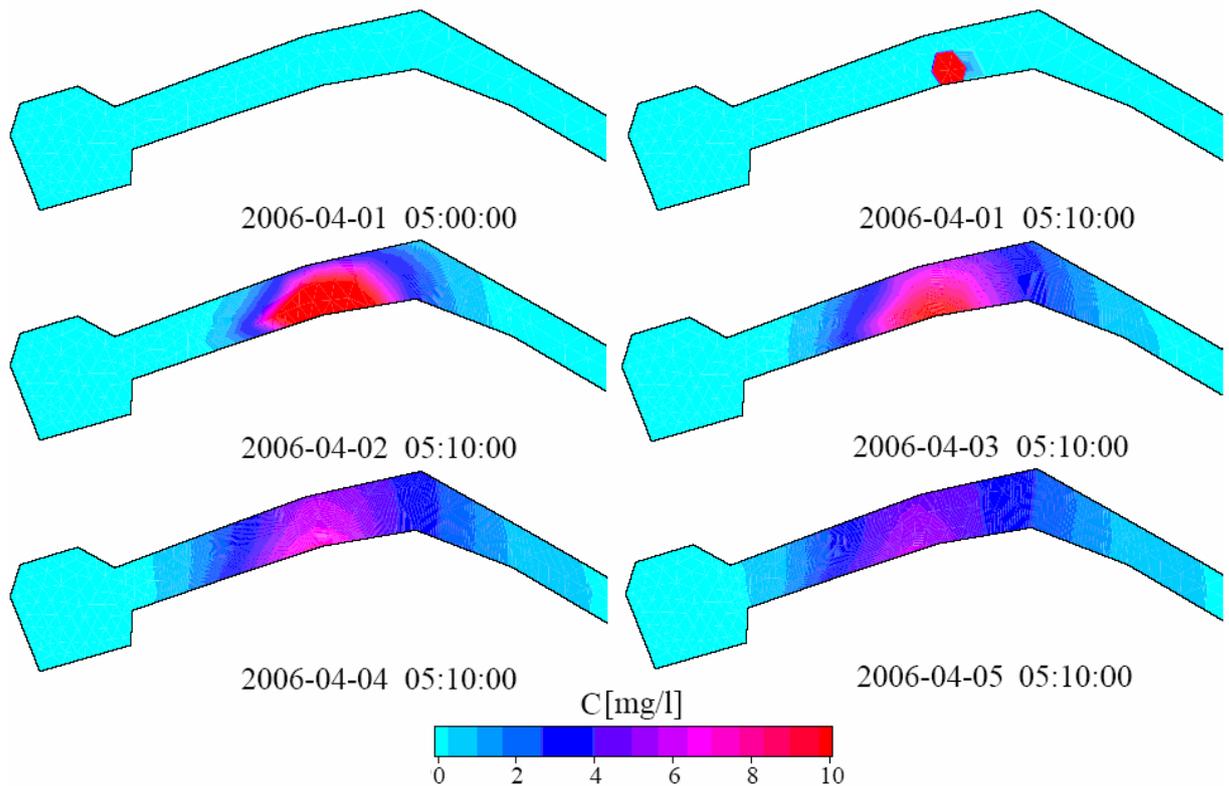


Fig. 36 : Evoluzione spatio-temporale delle concentrazioni per un periodo di 4 giorni.

Una stima quantitativa dell'area compromessa può essere dunque effettuata analizzando la figura che riporta la macchia al momento della sua massima estensione.

A causa dello spostamento dell'acqua inquinata, che oscilla avanti e indietro lungo il canale per via dell'andamento della marea, è possibile individuare due diverse situazioni estreme di massima estensione dell'area inquinata: una in cui l'area interessata raggiunge il punto più orientale e l'altra quello più occidentale. In tali situazioni estreme si possono costruire le mappe di distribuzione del quoziente di rischio. Le due situazioni estreme sono rappresentate in Fig. 37.

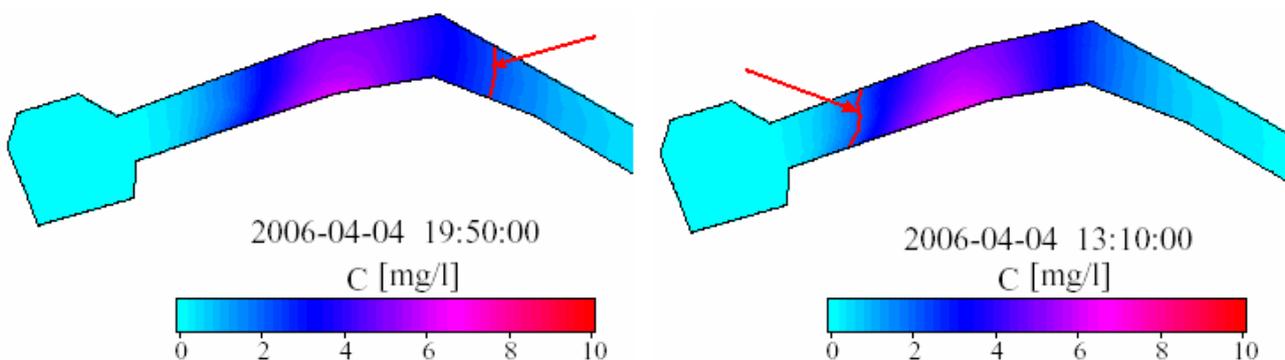


Fig. 37 : Mappatura della la massima estensione verso oriente e verso occidente della macchia con vento a 2 m/s

Se il bersaglio è rappresentato, in particolare, dalla singola specie si può infatti definire un quoziente di rischio (Allegato 5) dal valore del rapporto tra una prevedibile concentrazione di esposizione EC (Exposure Concentration) e la concentrazione di danno LC_{50} :

$$RQ = \frac{EC}{LC_{50}}$$

Qualora invece, come target, si prenda in considerazione l'intero ecosistema, il quoziente di rischio sarà quantificato dal rapporto tra la concentrazione di salvaguardia dell'ecosistema (HC_p necessario per proteggere (100-p)% di specie) e la concentrazione di esposizione stimata:

$$RQ = \frac{EC}{HC_p}$$

Nel caso in cui il valore di HC_p dell'intero ecosistema sia di molto superiore alla concentrazione ambientale prevedibile, ossia il quoziente di rischio sia molto inferiore ad uno, il rischio ambientale sarà ridotto o nullo.

Per HC_p , noi utilizziamo il valore di HC_5 pari a 2,101 mg/L.

In Fig. 38 viene messo in evidenza il punto più estremo, a oriente o a occidente, in cui il quoziente di rischio RQ raggiunge il valore unitario, in corrispondenza del quale la concentrazione di esposizione è pari al valore di HC_5 . Tale valore del quoziente di rischio permette di effettuare una discriminazione tra area compromessa dall'incidente, caratterizzata da valori di $RQ > 1$, e area non compromessa dal punto di vista ambientale, caratterizzata invece da valori di $RQ < 1$.

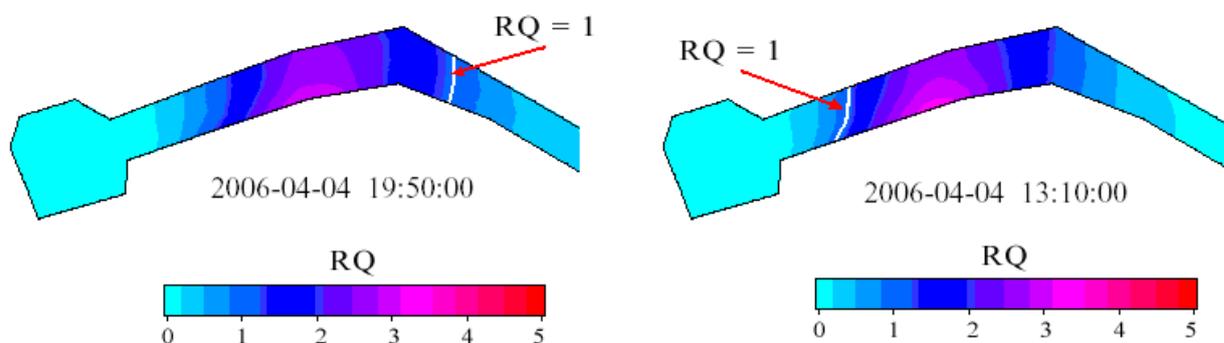


Fig. 38 : Mappatura di RQ per la massima estensione verso oriente e verso occidente della macchia con vento a 2 m/s (le frecce indicano i punti estremi in cui $RQ=1$)

Confrontando le due precedenti figure, riferite a momenti diversi, è possibile individuare graficamente l'estensione complessiva dell'area che ha visto, anche considerando

il trasporto dovuto all'onda di marea, il raggiungimento di valori di $RQ \geq 1$, riportato in Fig. 39.

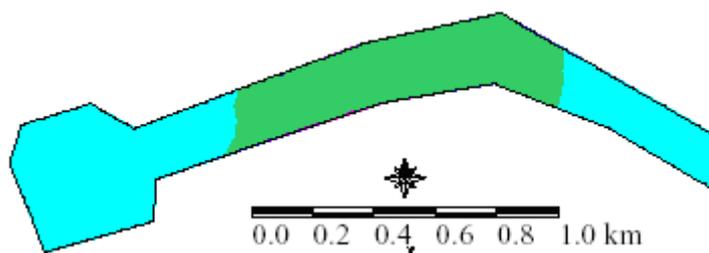


Fig. 39 : Massima area di danno ($RQ \geq 1$) per velocità del vento pari a 2 m/s

In Fig. 40 si riporta anche la massima area di danno ($RQ \geq 1$) per una velocità del vento pari a 5 m/s.

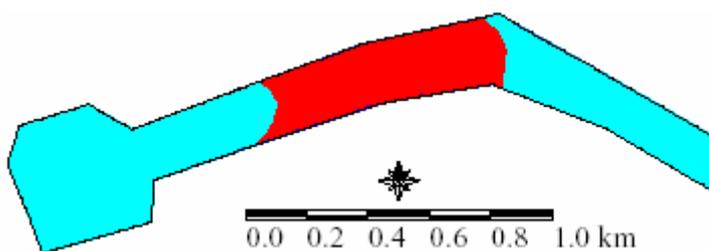


Fig. 40 Massima area di danno ($RQ \geq 1$) per velocità del vento pari a 5 m/s

8 CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

Il modulo TOXI e il modulo OIL sviluppati in questo progetto risultano uno strumento adatto ad una stima precisa dei fenomeni di dispersione e degradazione che avvengono su una sostanza pericolosa per l'ambiente sversata accidentalmente. L'attuale versione permette di effettuare operazioni di hindcast utile per studi di sicurezza, dove sono necessarie comunque previsioni tramite l'applicazione di metodi statistici che valutano fluttuazioni temporali delle variabili rispetto ad un valore mediamente osservato in un periodo. Tuttavia la potenzialità maggiore di tale strumento risiede nella possibilità di effettuare operazioni di previsione in tempo reale dell'andamento di concentrazione e dell'evoluzione spaziale della sostanza sversata.

L'analisi dei dati fisici dell'ambiente acquatico della Laguna e dall'atmosfera che costituiscono un input fondamentale nell'applicazione del modello idrodinamico e di valutazione della dispersione e trasformazione delle sostanze tossiche, che sono principalmente la temperatura dell'acqua, la direzione e intensità del vento, la salinità e i livelli alle bocche di porto, possono essere dinamicamente valutate in tempo reale in modo da rappresentare l'evoluzione effettiva del sistema Laguna. Naturalmente la previsione del comportamento del tossico in tempo reale è vincolata alla disponibilità tali dati previsti nonché alla velocità di computazionale. La previsione di marea all'interno della Laguna di Venezia viene attualmente effettuata dal Centro Previsione e Segnalazione Maree (CPSM) del comune di Venezia. Sviluppando un canale comunicativo col CPSM sarebbe possibile recuperare i dati idrodinamici necessari per le simulazioni al fine di rendere contenuti i tempi di calcolo ed ottenere uno strumento di previsione dell'evoluzione dello sversamento pronto ad essere utilizzato in caso di reale emergenza. L'applicazione della modellistica numerica operativa consisterebbe, quindi, nell'acquisizione in tempo reale dei dati previsti di vento e livello, forniti dal CPSM, nella preparazione di tali dati in formato utile per effettuare la simulazione, la simulazione effettiva e l'estrazione dei dati di output in un formato immediatamente disponibile per un'eventuale divulgazione in tempi brevi.

Proprio allo scopo di effettuare previsioni con tempistiche di poche ore uno degli sviluppi più significativi sarà la creazione di un'interfaccia utente che permetta di gestire i dati in ingresso e in uscita in modo più semplice e veloce. Attualmente, infatti, sia l'utilizzo dell'ambiente linux che la molteplicità delle operazioni da effettuare per la preparazione dei dati di input e per l'estrazione dei risultati, rendono l'utilizzo del modello laborioso e soggetto ad errore. La nuova interfaccia dovrebbe quindi rispondere maggiormente alle esigenze dell'utente, permettendo di scegliere con facilità il punto di sversamento direttamente sulla griglia di calcolo, la quantità ed il tipo di sostanza sversata nonché una serie di parametri ambientali come: temperatura dell'acqua e dell'aria, concentrazione di solidi sospesi, pH, salinità, pressione atmosferica, umidità ecc...

L'interfaccia potrebbe prevedere anche una sezione dedicata alla preparazione dei di input. I dati di vento e livello previsti potrebbero arrivare, infatti, in un formato che non necessariamente sarà compatibile con quello richiesto dal modello. In questo caso l'interfaccia permetterebbe di trasformare rapidamente i dati e di scegliere in modo semplice il periodo da simulare.

Un ulteriore miglioramento potrebbe riguardare l'inserimento di nuove equazioni e parametri all'interno del corpo del modulo TOXI. Questo permetterebbe confrontare i risultati di diverse equazioni per uno stesso fenomeno di degradazione. Inoltre, nell'attuale versione del modulo TOXI non vengono considerati i processi che avvengono sul fondo ovvero non è stata tenuta in considerazione la possibile sedimentazione di parte dei solidi sospesi. Tale approccio è risultato, in prima approssimazione, conservativo del sistema lagunare in quanto fornisce un quadro della fase acuta che si verifica successivamente allo sversamento. L'eventuale accumulo della sostanza tossica nei sedimenti di fondo ed un suo eventuale ritorno nella colonna d'acqua, a causa della risospensione del sedimento stesso, potrebbe essere introdotto come nuovo processo all'interno del modulo TOXI.

Per quanto riguarda il modulo OIL molte migliorie possono essere apportate soprattutto in relazione alla previsione delle zone di spiaggiamento del petrolio.

La Laguna di Venezia è, come noto, un ambiente di complessità elevata ed in particolare dal punto di vista morfologico. La presenza di zone come barene, ghebi, bassifondi, spiagge, ma anche di canali naturali e industriali rende la stima dello spiaggiamento molto difficile. Non è possibile, infatti, all'interno della griglia di calcolo trattare allo stesso modo aree così diverse.

Pertanto uno degli sviluppi futuri potrebbe essere proprio la caratterizzazione della griglia attraverso delle linee di contorno che possano individuare, utilizzando indici ben definiti, la sensibilità delle varie aree al fenomeno dello spiaggiamento. Sicuramente infatti zone di barena con la presenza di vegetazione saranno molto più sensibili di zone di canale industriale con argini cementificati. Tali differenze saranno tenute in considerazione dal modello nel calcolo delle quantità spiaggiate e nella visualizzazione delle zone di spiaggiamento.

Infine la calibrazione e le analisi di sensitività del modello saranno comunque oggetto di ulteriori studi e approfondimenti per arrivare ad avere uno strumento di analisi completo ed efficiente.

INDICE DELLE TABELLE

Tab. 1	: Fasi e attività del progetto.....	4
Tab. 2	: Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri.....	6
Tab. 3	: Classificazione delle sostanze pericolose e corrispondenti simboli utilizzati nell’etichettatura.	11
Tab. 4	: Classificazione ed etichettatura per sostanze o preparati pericolosi per l’ambiente	12
Tab. 5	: <i>Parametri biologici da determinare in dipendenza degli indicatori biologici.</i>	13
Tab. 6	: Caratteristiche di ecotossicità e classificazione	14
Tab. 7	: Valori del coefficiente di Stickler per le diverse tipologie di elementi.	31
Tab. 8	: Costante n per calcolo $\Delta h_{v,Tb}$	47
Tab. 9	: Criterio di classificazione della volatilità e resistenza prevalente allo scambio di materia.....	47
Tab. 10	: Valori per il calcolo dei volumi di diffusione	50
Tab. 11	: Popolazione batterica n acque minerali.....	54
Tab. 12	: Sostanze soggette ad idrolisi	57
Tab. 13	: Coefficienti di attenuazione $\alpha_w(\lambda)$, $\alpha_a(\lambda)$, $\alpha_c(\lambda)$, $\alpha_s(\lambda)$	62
Tab. 14	: Classificazione dei petroli come definito dal 33 US CFR.....	71
Tab. 15	: Descrizione analitica delle fasi di dispersione	75
Tab. 16	: Termine sorgente per il caso di studio	85
Tab. 17	: Dati chimico-fisici dell’acrilonitrile.....	88
Tab. 18	: Distribuzione percentuale dell’acrilonitrile nei vari compartimenti ambientali.....	88
Tab. 19	: Dati di tossicità acuta reperiti in letteratura per l’acrilonitrile	89
Tab. 20	: Parametri che definiscono la distribuzione log-normale dei dati	90

INDICE DELLE FIGURE

Fig. 1	: La Laguna di Venezia vista dal satellite	17
Fig. 2	: Batimetria dell’area lagunare.....	18
Fig. 3	: Distribuzione della salinità nella Laguna di Venezia	19
Fig. 4	: Funzioni di forma utilizzate nel dominio del modello FEM.....	26
Fig. 5	: Griglia della sola Laguna di Venezia.....	28
Fig. 6	: Griglia della laguna di Venezia e della prima parte del Mare Adriatico fuori dalla bocche di porto.....	29
Fig. 7	: Principali fenomeni di trasformazione in ambiente acquatico.	33
Fig. 8	: Gradienti di concentrazione all’interfaccia e andamento del flusso di massa.....	43
Fig. 9	: Trasferimento interfase	46
Fig. 10	: Tempo di dimezzamento in funzione della velocità del vento per l’acrilonitrile.....	52
Fig. 11	: Limitazione causata dal pH.....	55
Fig. 12	: Distribuzione di vari prodotti raffinati da un generico petrolio	68
Fig. 13	: Percentuale di prodotti raffinati risultanti da una distillazione di un generico petrolio	70
Fig. 14	: Principali processi di weathering del petrolio a contatto con un corpo idrico.....	72
Fig. 15	: Importanza relativa, nel tempo, dei principali processi di weathering per una “generica” chiazza di petrolio. L’ampiezza delle linee offre una indicazione dell’importanza di un processo rispetto agli altri.	73
Fig. 16	: Processo di diffusione del petrolio sulla superficie dell’acqua	74
Fig. 17	: Processo di evaporazione del petrolio sulla superficie dell’acqua	76
Fig. 18	: Processo di dissoluzione del petrolio sulla superficie dell’acqua	77
Fig. 19	: Processo di dispersione del petrolio.....	78
Fig. 20	: Processo di emulsificazione del petrolio sulla superficie dell’acqua	80
Fig. 21	: Processo di foto-ossidazione del petrolio sulla superficie dell’acqua	81
Fig. 22	: Processo di sedimentazione e aggregazione del petrolio	81
Fig. 23	: Processo di degradazione batterica del petrolio	83
Fig. 24	: La Laguna di Venezia e l’area del caso di studio.....	86
Fig. 25	: Nodo che approssima il punto di rilascio nella griglia del modello.....	87
Fig. 26	: Formula di struttura dell’acrilonitrile.....	87
Fig. 27	: Funzione di densità di probabilità per l’acrilonitrile.....	90

Fig. 28	Distribuzione di sensitività della specie per l'acrilonitrile.	90
Fig. 29	: Andamento temporale della dimensione della pozza e rateo di dissoluzione	91
Fig. 30	: Nodo di riferimento per le serie temporali	91
Fig. 31	Confronto tra Bora e Scirocco per velocità del vento pari a 5 m·s ⁻¹	92
Fig. 32	: Confronto tra diverse velocità del vento: 3, 5, e 7 m/s.....	93
Fig. 33	Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte soggetto a fenomeni degradativi s per una velocità del vento di 2 m/s	94
Fig. 34	Confronto tra serie temporali considerando l'acrilonitrile come inerte soggetto a fenomeni degradativi s per una velocità del vento di 5 m/s	94
Fig. 35	Mappatura della dispersione di acrilonitrile, come inerte e soggetta e fenomeni degradativi	95
Fig. 36	: Evoluzione spatio-temporale delle concentrazioni per un periodo di 4 giorni.	96
Fig. 37	Mappatura della massima estensione verso oriente e verso occidente della macchia con vento a 2 m/s	96
Fig. 38	: Mappatura di RQ per la massima estensione verso oriente e verso occidente della macchia con vento a 2 m/s (le frecce indicano i punti estremi in cui RQ=1).....	97
Fig. 39	: Massima area di danno (RQ≥1) per velocità del vento pari a 2 m/s	98
Fig. 40	Massima area di danno (RQ≥1) per velocità del vento pari a 5 m/s	98

BIBLIOGRAFIA

- [1] Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152, “*Norme in materia ambientale*”, pubblicato nel Supplemento Ordinario della Gazzetta Ufficiale del 14 aprile 2006, n. 88
- [2] Decreto Legislativo 17 agosto 1999, n. 334, “*Attuazione della direttiva 96/82/CE relativa al controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose*”, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 228 del 28 settembre 1999, Supplemento Ordinario n. 177
- [3] Decreto del Ministero dell’Ambiente 23 aprile 1998, “*Requisiti di qualità delle acque e caratteristiche degli impianti di depurazione per la tutela della laguna di Venezia*”, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 140 del 18 giugno 1998
- [4] Decreto Ministeriale 28 febbraio 2006, “*Recepimento della Direttiva 2004/76/CE recante XXIX adeguamento al progresso tecnico della Direttiva 67/548/CEE in materia di classificazione, imballaggio ed etichettatura di sostanze pericolose*”, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 100 del 20 aprile 2006, Supplemento Ordinario n. 92
- [5] Umgiesser, G., *A model for the Venice Lagoon*, Master Thesis, University of Hamburg (1986)
- [6] Umgiesser, G., Melaku Canu D., Cucco A., Solidoro C., A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation, *Journal of Marine Systems* 51, pp:123-145 (2004)
- [7] W.B. Mills, D.B. Porcella, M.J. Unga, S.A. Gherini, K.V. Summers, Lingfung Mok, G.L. Rupp and G.L. Bowie, *Water Quality Assessment A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water*, EPA 600-6-85-002a, USEPA, Environmental Research, Athens, GA (1985)
- [8] Warren J. Lyman, David H. Rosenblatt and William J. Reehl, *Handbook of Chemical Property Estimation Methods : Environmental Behavior of Organic Compounds*, An American Chemical Society Publication (1990)
- [9] Dodge, F.T. Park, J.T. Buckingham, J.C. and Maggott, R.J *Revision and experimental verification of the hazard assessment computer system models for spreading, movement, dissolution and dissipation of insoluble chemical spilled onto water*, US Coast Report CG-D-35-83 (1983)
- [10] Mackay D., *Volatilization of Organic Pollutants from Water*, EPA/600/3-82/019, Athens, GA (1982)
- [11] Mackay D., Yuen A.T.K., *Mass transfer coefficient correlations for volatilization of organic solutes from water*, *Environmental Science and Technology* 17, pp: 211-217 (1983)
- [12] O’Connor D.J., *Wind effects on gas-liquid transfer coefficients*, *J. Environ. Eng. Div., ASCE* 109 pp: 731-752 (1983)
- [13] Mill, T. W.R. Mabey, P.C. Bomberger, T.W. Chou, D.G. Herdry, and J.H. Smith (1982) *Laboratory protocols for evaluating the fate of organic chemicals in air and*

-
- water. EPA-600/3-82-022. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia
- [14] Bender, D.A. Asher, W.E. Zogorski, J.S., *Lake VOC-A deterministic Model to Estimate Volatile Organic Compound Concentration in Reservoirs and Lakes* (2003)
- [15] Prausnitz J.M., Poling B.E. and O'Connell J.P., *The Properties of GASES AND LIQUIDS*, McGraw-Hill International Edition, Fifth Edition (2001)
- [16] Gualtieri C., *Verification of Wind-Driven Volatilization Models*, *Environmental Fluid Mechanics* 6, pp: 1–24(2006)
- [17] Larson D., Citra M., Howard P.H., *Aerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Environment Media: A Summary of Field and Laboratory Studies*, SRC
- [18] OPPTS 835.2130, *Hydrolysis as a function of pH and temperature*, EPA (1998)
- [19] Hemond, H.F. and E.J. Fechner, *Chemical Fate and Transport in the Environment*, Academic Press, New York (1994)
- [20] Millero F.J., *Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans*, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, pp:661-677 (1995)
- [21] W. Mabey and T.Mill, *Critical Review of Hydrolysis of Organic Compounds in Water Under Environmental Condition*, *J. Phys. Chem.* 7(2), pp:383-415 (1978)
- [22] Thomann, R.V., and J.A. Mueller, *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper Collins: new York N.Y., 644 pp(1987)
- [23] Park, R.A., C.I. Connolly, J.R. Albanese, L.S. Clesceri, G.W. Heitzman, H.H. Herbrandson, B.H. Indyke, J.R. Loehe, S. Ross, D.D. Sharma, and W.W. Shuster, *Modeling the Fate of Toxic Organic Materials in Aquatic Environments*, U.S. Environmental Protection Agency Rept. EPAS600/S3S82S028, Athens, Georgia (1982)
- [24] Alexander M., *Introduction to Soil Microbiology*, 2nd Edition, Wiley & Sons, New York, (1977)
- [25] Ward, D.M. and T.D. Brock, *Environmental factors influencing the rate of hydrocarbonoxidation in temperate lakes*, *Appl. Environ. Microbiol* 31(5), pp: 764-772 (1976)
- [26] Macloed M., Mckone T.E., Foster K.L., Maddalena R.L., Parkerton T.F., Mackay D., *Applications of Contaminant Fate and Bioaccumulation Models in Assessin Ecological Risk of Chemicals: A case Study for Gasolina Hydrocarbons*, *Envir. Sci. Technol* 38, pp: 6225-6233 (2004)
- [27] *Fate of Spilled Oil in Marine Waters: Where Does It Go? What Does It Do? How Do Dispersants Affect It?*, Health and Environmental Sciences Department, Pubblicazione N. 4691 dell'API (Marzo 1999)
- [28] Wang S.D., Shen Y.M., Zheng Y.H. *Two-dimensional numerical simulation for transport and fate of oil spill in seas*, *Ocean Engineering* 32, pp: 1556-1571 (2005)
- [29] DECAL, Rapporto di Sicurezza 2005
- [30] *European Union Risk Assesment Report: Acrylonitrile*, CAS n. 107-13-1

LINK

- [31] <http://webbook.nist.gov/chemistry/>
- [32] <http://www.npl.co.uk/>
- [33] <http://www.entezona.it/>
- [34] <http://www.arpa.veneto.it/home2/htm/home.asp>
- [35] <http://www.syrres.com/esc/chemfate.htm>
- [36] <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- [37] <http://www.dep.state.pa.us/physicalproperties/Default.htm>

ALLEGATI

Allegato 1: Manuale d'uso SHYFEM – Finite Element Model for Coastal

Allegato 2: Database sostanze

Allegato 3: Cinetiche di biodegradazione in corpi idrici superficiali

Allegato 4: Struttura dati INPUT – OUTPUT / Procedura Compilazione / Lettura risultati

Allegato 5: Il rischio ambientale acuto

Allegato 6: CD Modello SHYFEM integrato con il Modulo TOXI e il Modulo Oil & Copia
informatica della relazione

APPENDICE A: PHAST PROFESSIONAL 6.42

Il PHAST Professional 6.42 prodotto dalla DNV Technica (Det Norske Veritas) è un pacchetto software ampiamente utilizzato per la stima delle conseguenze di eventi incidentali che presentano un rischio per la vita e per l'ambiente

Il software PHAST permette di analizzare l'evolversi di un potenziale incidente quantificandone la severità, a partire dal rilascio iniziale, attraverso la formazione di una nube o di una pozza, fino alla sua dispersione o incendio o esplosione, applicando automaticamente i corretti modelli di trasporto e dispersione e identificando l'eventuale incidente di una sostanza infiammabile, per diverse condizioni. PHAST permette di calcolare le distanze relative alle soglie di interesse, per concentrazioni di sostanze tossiche, irraggiamento termico, e sovrappressioni da esplosione.

Per la dispersione in atmosfera di rilasci da suolo o da una certa altezza, in pressione e non, viene utilizzato il modello UDM 6.0 (Unified Dispersion Model), una revisione ed estensione in tutte le sue parti del modello originale di Woodward and Cook. Tale modello riconosce rilasci continui, istantanei, di durata definita e di durata variabile. L'Unified Dispersion Model include un modello unificato per jet, dispersione passiva e di gas/vapori pesanti tossici ed infiammabili, allargamento della pozza ed evaporazione. Esso calcola la distribuzione di fase e la temperatura della nube utilizzando entrambe un modello termodinamico di non equilibrio e di equilibrio in assenza di reazione e un modello di equilibrio specifico per l'HF (che include gli effetti della polimerizzazione).

Per valutazioni dell'irraggiamento da incendi, forma ed intensità della fiamma, vengono utilizzati modelli basati sulle equazioni di calcolo che fanno riferimento alle norme API, ai modelli del TNO olandese o sviluppati dalla DNV.

Per le esplosioni vengono utilizzati tre modelli; il modello del TNT equivalente, il modello Multi-Energy Explosion del TNO e il modello di Baker-Strehlow.

E' presente inoltre un modello per il calcolo delle conseguenze di BLEVE di serbatoi contenenti sostanze infiammabili e non. Il modello basato sulla metodologia raccomandata dalle linee guida del CCPS (Center for Chemical Process Safety) per la valutazione delle caratteristiche di VCE, Flash fire e BLEVE, predice i parametri dello spostamento d'aria dei picchi di pressione e l'impulso positivo di fase risultante dall'esplosione di serbatoi in pressione pieni di gas, vapore, liquido sopra il normale punto di ebollizione o di una miscela di vapore e liquido.

Allegato F

F.1 Analisi dell'impatto ambientale degli incidenti rilevanti effettuata sulla base delle informazioni contenute nella banca dati incidenti ISPRA

Un sistema per la raccolta e conservazione delle informazioni sugli eventi incidentali è stato realizzato dall'ISPRA (già APAT) in termini di archivio informatizzato contenente le principali informazioni disponibili su incidenti occorsi in territorio nazionale (ed alcuni in ambito internazionale), denominato BIRD (Banca Dati Incidenti Rilevanti).

Gli incidenti chimici inseriti nella banca dati BIRD rientrano in due tipologie di eventi:

- incidente "rilevante" ex D. Lgs. 334/99 e s.m.i., originato da attività industriali o da altre attività che abbia provocato danni alle persone all'interno o all'esterno del sistema e/o danni all'ambiente circostante e in cui c'è stato il coinvolgimento di una o più sostanze pericolose;
- evento potenzialmente in grado di generare un incidente rilevante, ma che comunque abbia coinvolto sostanze pericolose (tossiche, esplosive, infiammabili, pericolose per l'ambiente).

Il data-base si può schematizzare secondo i seguenti elementi:

- **Struttura:** archivio informatico in record su software Access Microsoft, che consente il miglioramento della gestione dati mediante applicazione di procedure di filtraggio e riorganizzazione della struttura del record di ogni incidente.
- **Contenuto:** circa 5000 incidenti, alcuni dei quali occorsi nell'ambito di impieghi diversi da quello meramente industriale (trasporto e stoccaggio di sostanze pericolose, depositi commerciali, attività estrattive, etc.).
- **Fonti:** privati (rapporti di analisi di incidenti redatti in seguito a sopralluoghi effettuati da organi tecnici competenti quali ARPA, ASL, CNVVF, dati di provenienza aziendale, documentazione scientifica, articoli di letteratura tecnico-scientifica), di qualità e attendibilità superiore; stampa/rete (articoli tratti da quotidiani o periodici non specializzati, siti internet di informazione), di qualità ed attendibilità minore per ciò che concerne gli aspetti tecnici.
- **Utilità:** ad uso interno nell'ambito delle attività dell'ISPRA, proprie e di supporto al MATTM ed alle altre Amministrazioni con cui si interfaccia (ARPA, CNVVF).

Per poter condurre una analisi critica e ragionata in merito alla casistica incidentale con conseguenze sulle matrici ambientali, si è proceduto attraverso le seguenti fasi di lavoro:

- **Valutazione della distribuzione per diversi parametri di interesse quali:**
 - componente ambientale coinvolta;
 - conseguenze dannose arrecate;
 - sostanze pericolose per l'ambiente coinvolte.
- **Analisi delle cause individuate:**
 - dirette;
 - indirette;
 - generali;
 - specifiche.
- **Valutazione delle misure di emergenza adottate.**
- **Estrapolazione, ove possibile, di ulteriori elementi utili per la caratterizzazione di tali eventi incidentali:**
 - svolgimento di analisi post-incidentali;
 - comportamento dei rilasci di inquinanti nell'ambiente;
 - monitoraggio dei danni ambientali.

L'ISPRA ha condotto un lavoro di individuazione, all'interno del data-base BIRD, di c.a. 600 incidenti con impatto ambientale (circa il 13% del totale degli eventi al momento archiviati nel data-base).

Su tale casistica è stato successivamente eseguito un filtraggio al fine di valutarne la distribuzione, le cui risultanze sono riportate nei grafici successivi, secondo i parametri:

-
- tipologia di incidente con conseguenze ambientali (incendio, esplosione, rilascio);
 - tipologia di attività coinvolte;
 - tipologia di sostanze inquinanti coinvolte (stato fisico, ambito idrocarburi, ambito non-idrocarburi);
 - tipologia di cause incidentali (impianti fissi, trasporti);
 - tipologia di conseguenze sull'ambiente (componente ambientale, sito esterno coinvolto);
 - sostanze inquinanti coinvolte nella contaminazione della componente ambientale acqua (ambito idrocarburi, ambito non-idrocarburi).

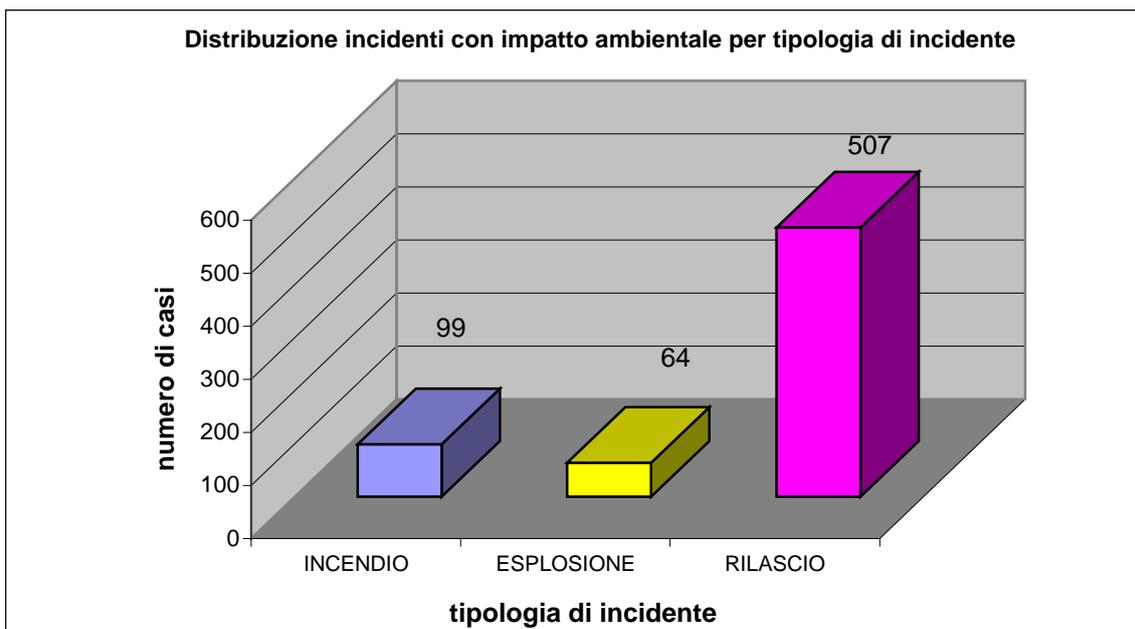


Figura 1.1 – Tipologia di incidente

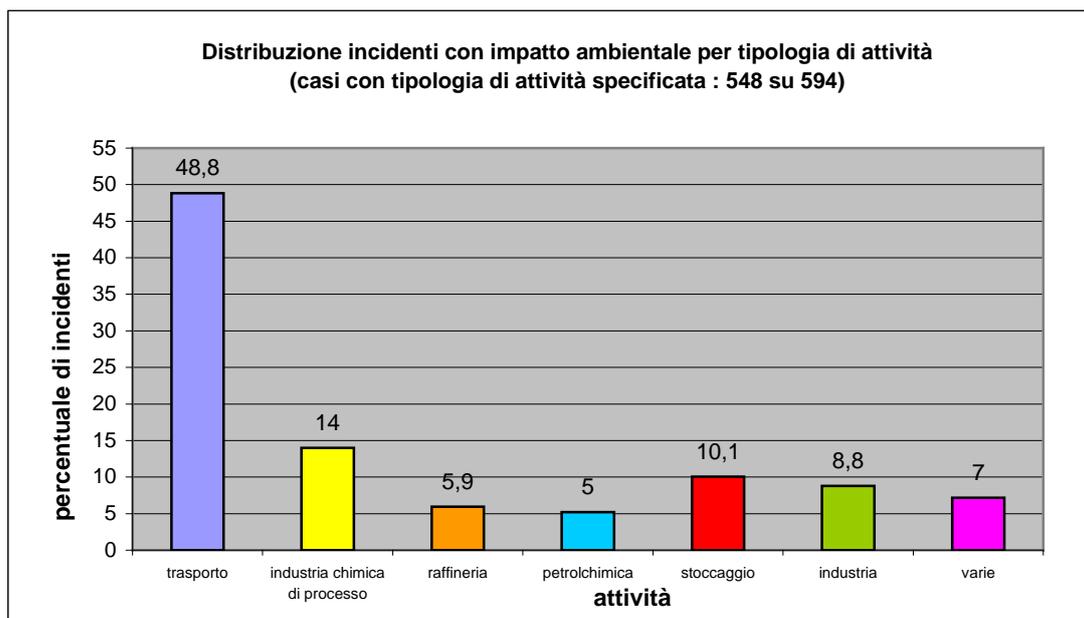


Figura 1.2 – Attività coinvolte

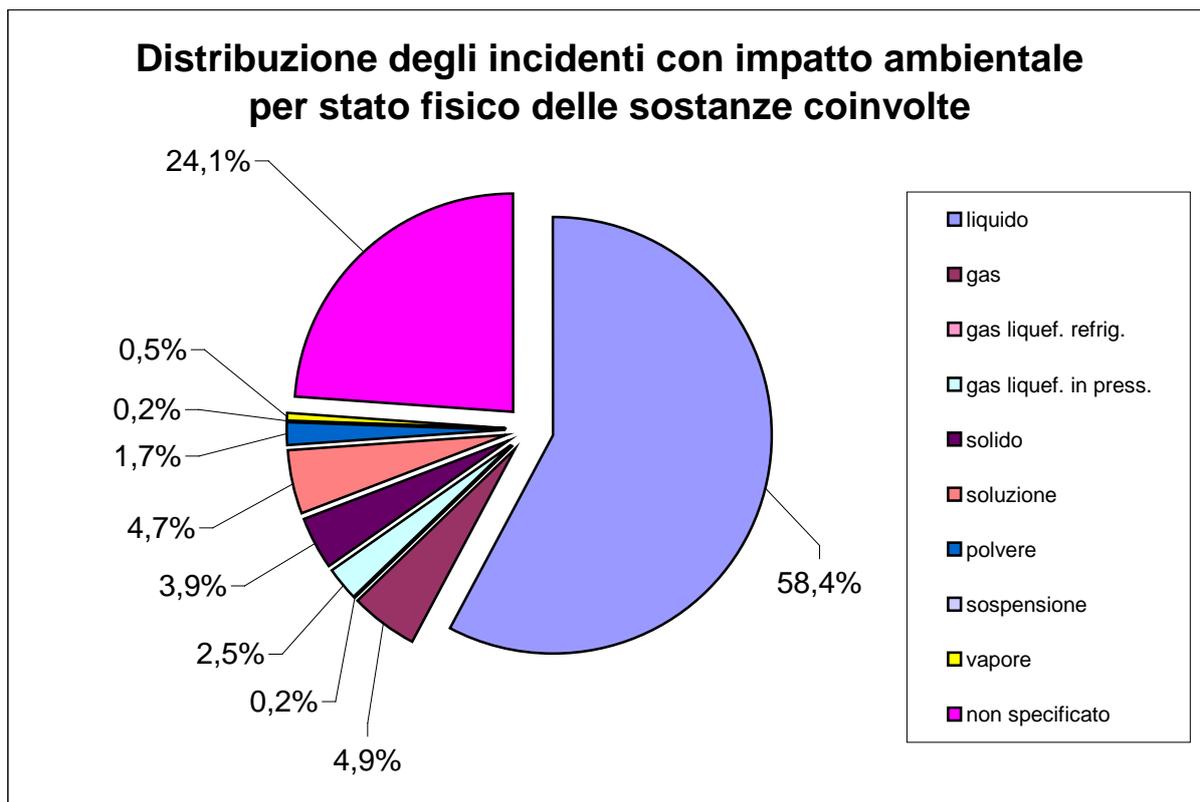


Figura 1.3 - Sostanze inquinanti coinvolte (stato fisico)

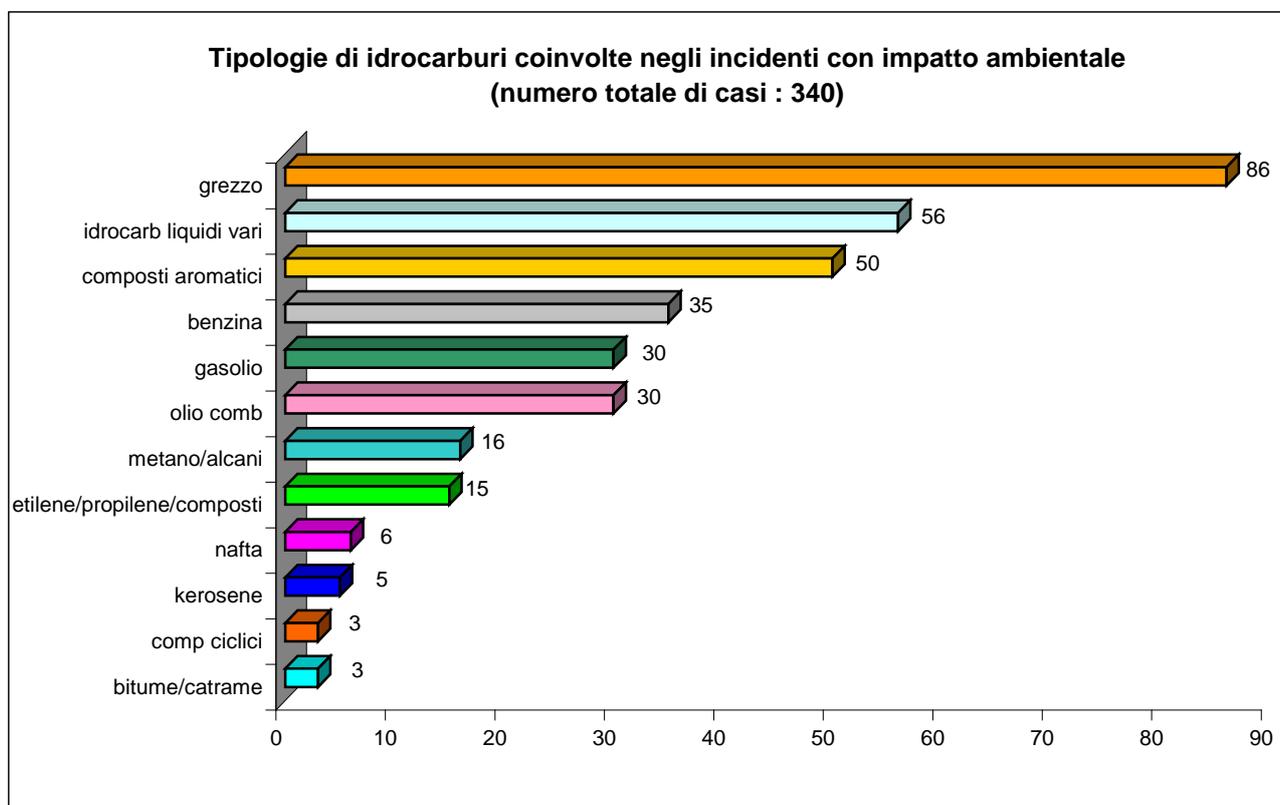


Figura 1.4 - Sostanze inquinanti coinvolte (ambito idrocarburi)

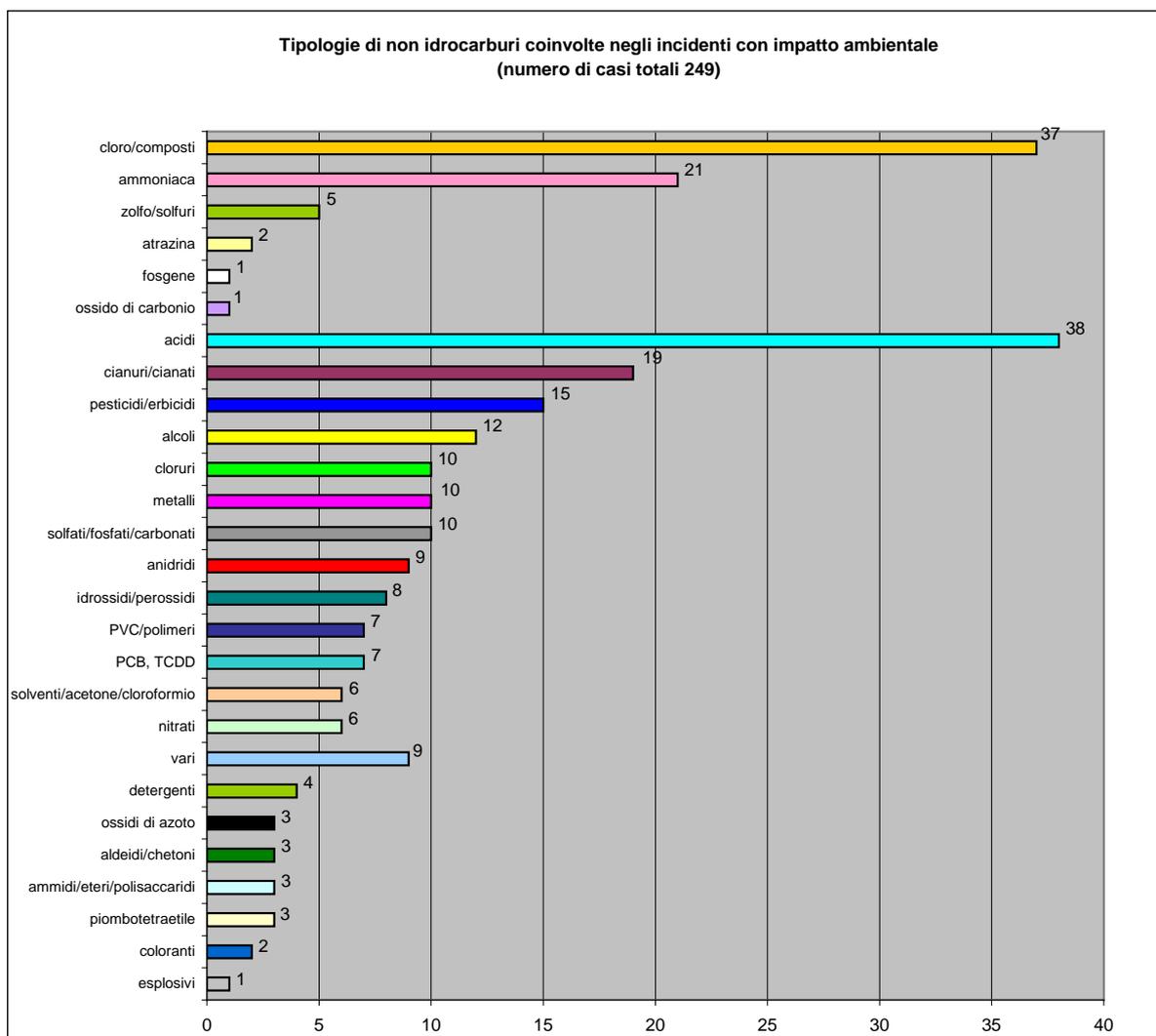


Figura 1.5 - Sostanze inquinanti coinvolte (ambito non-idrocarburi)

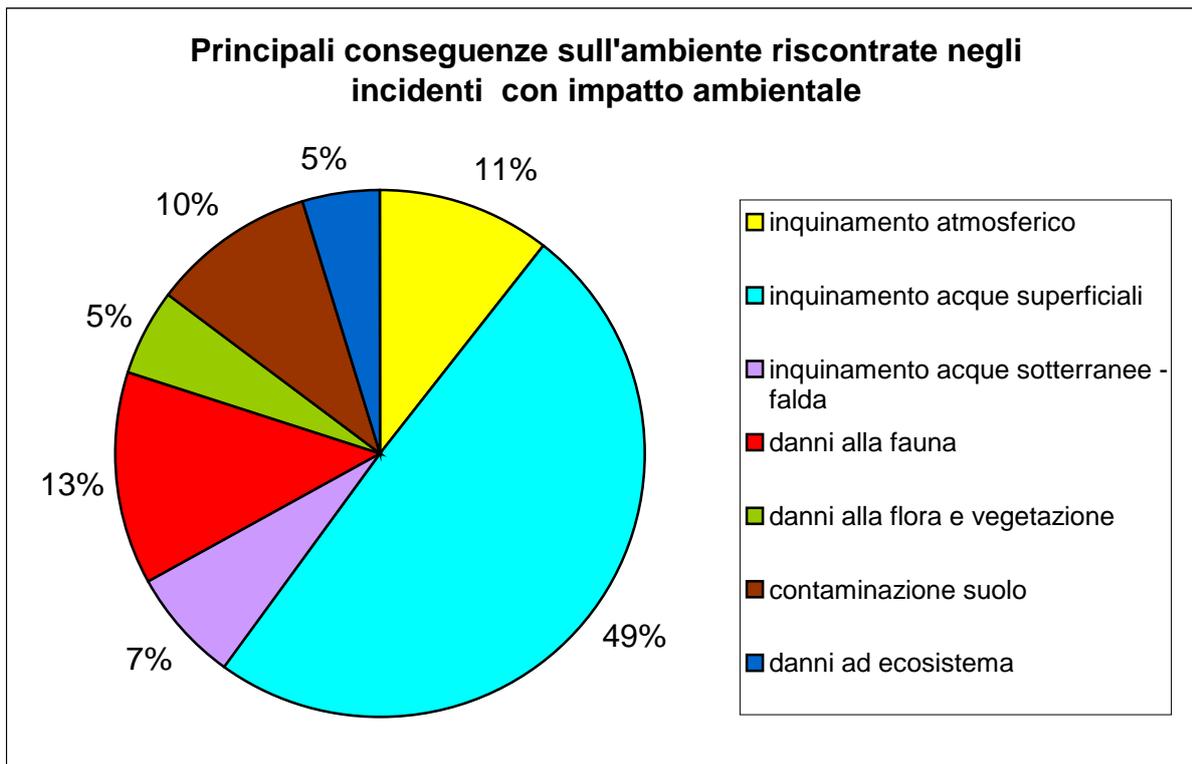


Figura 1.6 - Conseguenze sull'ambiente (componente ambientale)

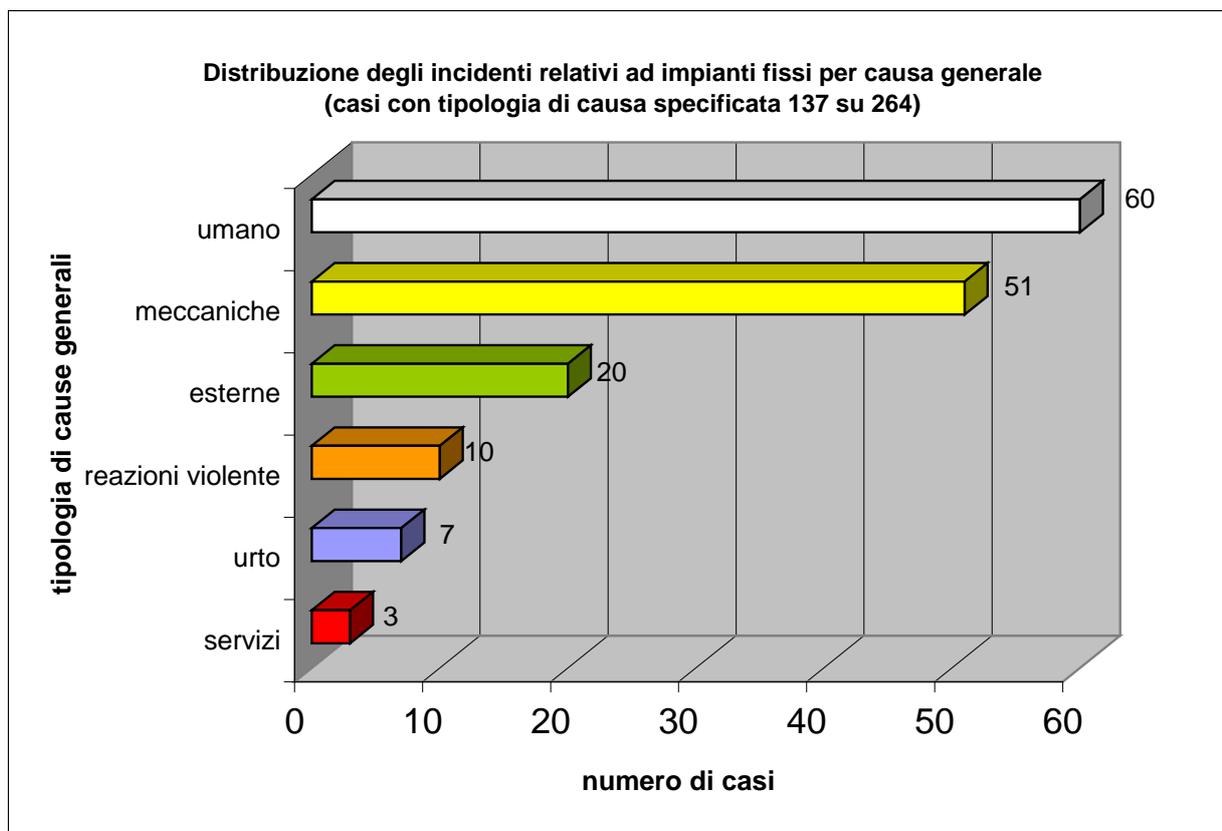


Figura 1.7 - Cause incidentali (impianti fissi)

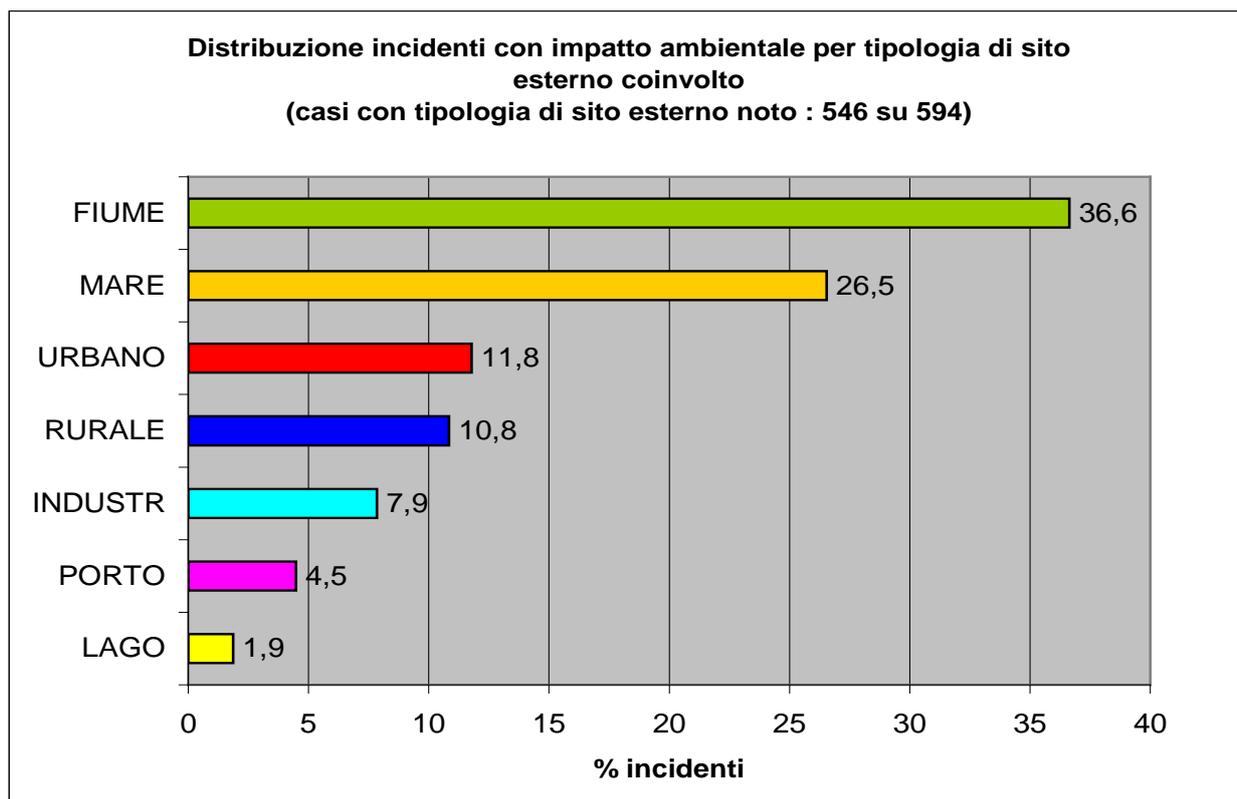


Figura 1.8 - Conseguenze sull'ambiente (sito esterno coinvolto)

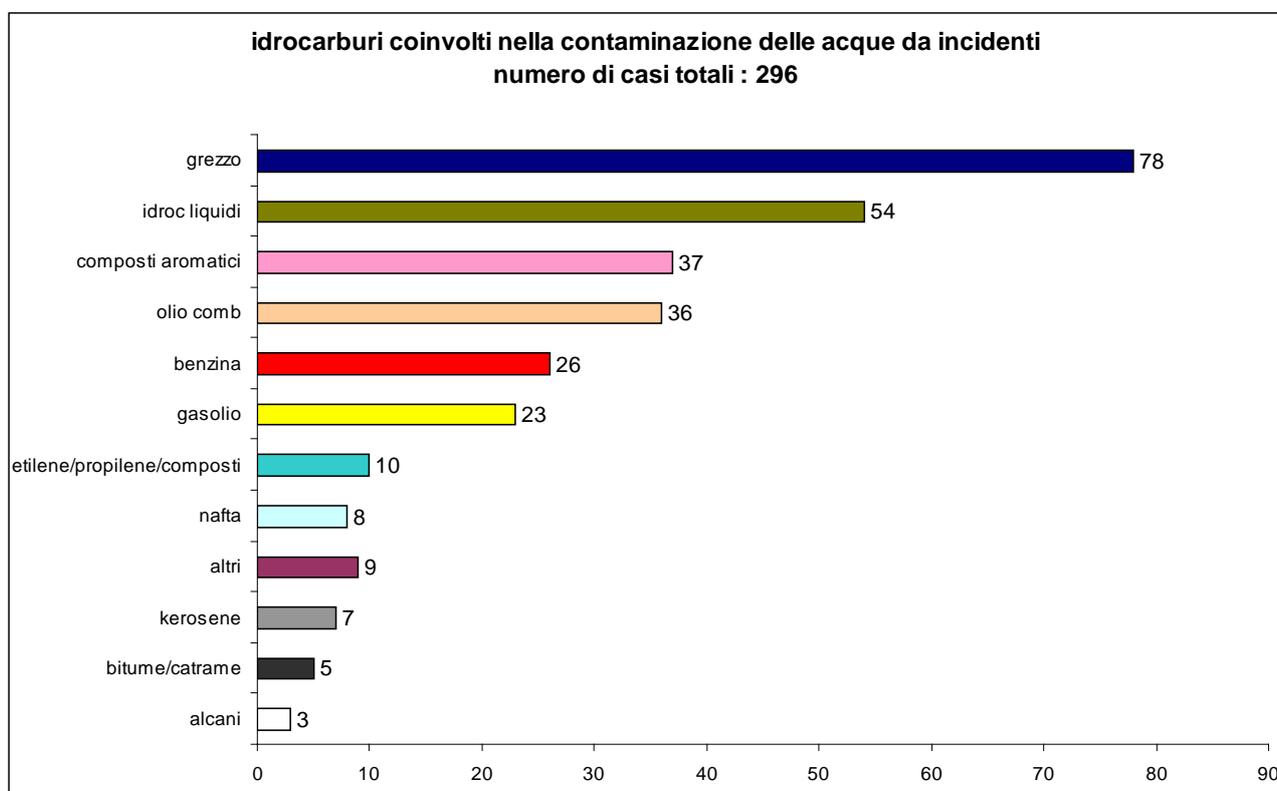


Figura 1.9 - Sostanze contaminanti della componente ambientale acqua (ambito idrocarburi)

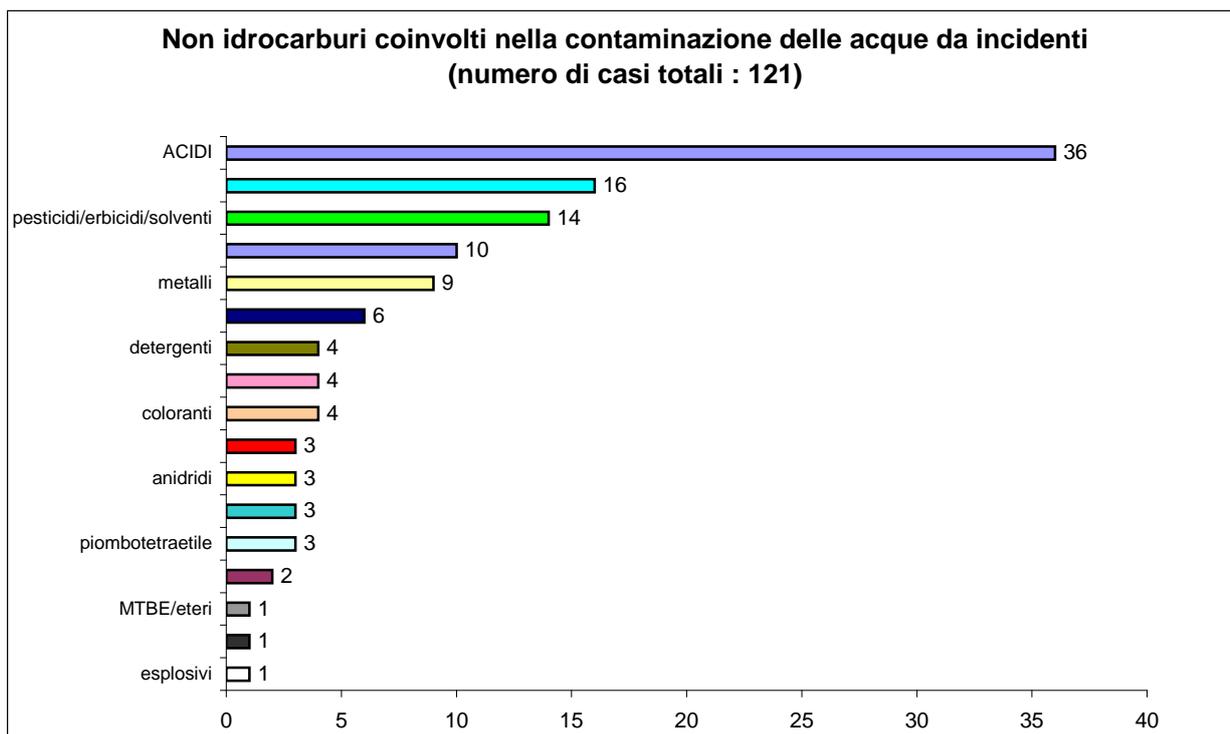


Figura 1.10 - Sostanze contaminanti della componente ambientale acqua (ambito non-idrocarburi)

Dalla lettura ragionata dei grafici riportati si possono elaborare alcune considerazioni di massima sugli incidenti di natura “ambientale”.

Gli incidenti con impatto ambientale risultano associati per lo più a scenari di rilascio/perdita di sostanze chimiche, anche se un contributo apprezzabile è fornito dagli incendi, soprattutto in relazione all’elevato numero di componenti ambientali coinvolte e di inquinanti rilasciati.

In relazione agli effetti sulle matrici ambientali si può concludere che, praticamente per tutte le tipologie di scenari analizzate, le componenti maggiormente contaminate in seguito ad eventi incidentali sono riferibili a:

- ambiente acquatico (per lo più superficiale);
- ambito territoriale (suolo, falde, flora e fauna);
- atmosfera.

Appare evidente che la diversa persistenza ed evoluzione delle sostanze inquinanti rilasciate nelle varie componenti ambientali interessate è direttamente connessa con le proprietà chimico-fisiche ed ecotossicologiche dei preparati pericolosi, oltre che con le caratteristiche del sito colpito.

Le sostanze maggiormente coinvolte sono generalmente idrocarburi liquidi, anche in considerazione della loro diffusione e del loro utilizzo.

Tra gli idrocarburi più frequentemente coinvolti nella contaminazione ambientale da incidenti sono da segnalare il grezzo e suoi derivati, prevalenza ancora più evidente se si considerano i rilasci in ambiente acquatico.

Le conseguenze ambientali provocate dai derivati del petrolio, sulla scorta, tra gli altri, di esperienze connesse a specifici eventi di rilevanza nazionale, appaiono tuttavia meno severe, a parità di quantità coinvolte, di quelle create da altre sostanze pericolose per l’ambiente acquatico, verosimilmente per una più frequente migliore gestione dell’emergenza, come già si accennava in precedenza.

Tra le sostanze e preparati pericolosi non-idrocarburici più frequentemente coinvolti in eventi di contaminazione ambientale, si registrano:

- cloro e composti;
- ammoniaca;
- acidi (tra cui H₂SO₄ e HCl);
- pesticidi (essenzialmente organoclorurati);
- altre sostanze clorurate.

Altro dato interessante, estrapolabile in termini quantitativi dall’analisi dell’esperienza storica, è fornito dal fatto che anche rilasci di limitate quantità di alcune sostanze, in determinate circostanze, possono causare gravi danni ambientali.

Severi danni alle matrici ambientali, nello specifico, derivano spesso da eventi incidentali con sversamento di sostanze non ancora classificate come pericolose per l’ambiente.

Tra le attività principalmente coinvolte dagli eventi incidentali coinvolgenti matrici ambientali c’è da registrare il rilievo assunto dal trasporto di merci pericolose, che occupa una posizione predominante tra le attività a rischio.

Escludendo gli eventi legati all’attività di trasporto, le tipologie di attività più frequentemente responsabili di incidenti, sulla base dei dati analizzati, sono:

- l’industria chimica ed in particolare la produzione-trattamento dei pesticidi e la produzione di acidi e solventi;
- lo stoccaggio, per lo più di petrolio grezzo e dei prodotti di raffinazione. Spesso gli eventi incidentali occorsi in attività di stoccaggio, tra i quali l’immagazzinamento di prodotti chimici utilizzati in agricoltura, si pongono all’attenzione per le conseguenze ambientali sui corpi idrici.

Strettamente correlata al rilascio di idrocarburi liquidi da attività di trasporto e stoccaggio, del resto, è la forte presenza, tra le tipologie di acque superficiali più colpita, delle reti ed aste fluviali, principali recettori in caso di sversamenti conseguenti ad eventi incidentali riguardanti le citate attività.

L’esame delle cause determinanti i rilasci da eventi incidentali, questi ultimi differenziati nelle due casistiche di interesse (impianti fissi e trasporti), ha permesso di evidenziare i seguenti elementi:

-
- per gli impianti fissi ed il trasporto: l'urto risulta essere la causa più frequente seguita dai malfunzionamenti meccanici e dagli errori umani;
 - per gli impianti fissi: errori umani e difettosità meccaniche. A tal proposito è evidente la primaria importanza che riveste l'implementazione, da parte dei gestori degli impianti a rischio di incidente rilevante, di un corretto SGS (Sistema di Gestione della Sicurezza) ai sensi del D. Lgs. 334/99 e s.m.i.

Da questa breve disamina effettuata circa l'analisi dell'esperienza storica di eventi incidentali occorsi in stabilimenti ed impianti industriali a rischio (ovviamente parziale perché basata unicamente sui dati disponibili presso la banca dati dell'ISPRA), emerge l'esigenza di proseguire e concentrare l'attività di ricerca ed analisi degli incidenti occorsi anche nel tentativo di operare una classificazione degli incidenti in funzione della "entità" dei danni apportati alle matrici ambientali.

Tale aspetto, attualmente di non facile implementazione data la scarsità nelle fonti di informazioni disponibili sulle conseguenze ambientali degli incidenti, implica la necessità di estensione ed intensificazione degli studi in merito, anche al fine di acquisire elementi che possano migliorare la qualità degli strumenti di valutazione preventiva dell'entità delle conseguenze ambientali degli incidenti rilevanti coinvolgenti sostanze e preparati pericolosi.

F.2 Eventi incidentali di carattere ambientale occorsi presso stabilimenti industriali a rischio di incidente rilevante europei: alcuni casi di interesse.

Si riporta nel seguito una serie di informazioni, aventi per oggetto alcuni casi di eventi, occorsi di recente in Europa, presso stabilimenti a rischio di incidente rilevante di interesse per la tematica in studio, dato il coinvolgimento di sostanze pericolose per l'ambiente e con conseguenze, tra gli altri, sulla matrice ambientale acque superficiali.

È stato infine considerato un caso di sversamento di sostanze pericolose per l'ambiente in mare aperto, conseguente ad incidente occorso ad una nave petroliera durante trasporto di idrocarburi liquidi, nello specifico oli combustibili pesanti. Tale evento risulta di interesse per le attività oggetto del presente studio, per quanto riguarda, in particolare, l'evoluzione del fenomeno, i quantitativi in gioco, l'estensione dei danni e le misure di gestione dell'emergenza adottate in ambito "marino" e "terrestre".

Tabella F.2 – Recenti eventi incidentali di carattere ambientale in Europa

Luogo	Francia, Donges (presso estuario del fiume "Loire" – costa Atlantica)
Data evento	16 marzo 2008
Tipo di attività	Raffineria (TOTAL)
Sostanza inquinante	Olio combustibile pesante
Matrice ambientale	Acque interne
Descrizione evento	<ul style="list-style-type: none"> - Rottura di una pipeline di olio combustibile pesante (IFO 380), di collegamento tra gli stoccaggi della raffineria e i pontili di attracco, durante le operazioni di carico di nave petroliera - Rottura, lungo i 4,8 km della pipeline, avvenuta nel primo pomeriggio e non immediatamente segnalata - Verso le ore 16.20, dopo che le prime tracce di spandimento di olio vengono rilevate nel fiume Loire, viene attivato l'allarme e successivamente posto in essere il piano di gestione dell'emergenza - In meno di 30 min. viene localizzata l'origine della perdita e bloccato il flusso di olio combustibile - Spandimento di c.a. 500 t. di olio combustibile sull'intero sito, di cui c.a. 180 t. riversate in un affluente del fiume Loire
Danni all'ambiente	<ul style="list-style-type: none"> - Dai rilievi posti in essere mediante ricognizioni aeree, sul fiume e sui terreni, si evidenzia: <ul style="list-style-type: none"> ▪ la presenza di sostanze inquinanti in acqua, sotto forma di macchie di lucentezza, chiazze e tracce, al di fuori dell'estuario della Loire fino a c.a. 10 km a monte di Donges ▪ a terra, alcuni scogli in affioramento e pontili sono interessati dalle chiazze oleose e viene osservata la presenza di macchie di lucentezza nelle zone fangose a ridosso delle sponde del fiume - I venti sospingono l'inquinante lungo la sponda meridionale del fiume, in corrispondenza della quale infrastrutture portuali e rivestimenti delle sponde (rip rap) sono stati pesantemente invasi dallo svasamento oleoso, con interessamento di rami secondari del fiume - Dopo 4 giorni dall'inizio dell'evento (20 marzo), rafforzamento e cambio di direzione dei venti prevalenti causano una ulteriore mobilitazione dell'inquinante verso aree non ancora interessate, ivi incluse le rive del fiume e i canneti a ridosso - Parte della sostanza inquinante si diffonde attraverso l'estuario fino allo sbocco al mare - Verso la fine del mese di marzo, viene rilevata la presenza di olio combustibile fino alla costa Atlantica, in corrispondenza delle isole Ré ed Oléron, dove vengono scoperti c.a. 200 casi di uccelli morti
Interventi di gestione dell'emergenza	<ul style="list-style-type: none"> - Piano di gestione dell'emergenza attivato alle ore 17.00 del 16 marzo, con successiva chiamata ed intervento delle Autorità Competenti - Giorno successivo (17/03) approntata unità di crisi, supportata da TOTAL relativamente alle spese da sostenere ed ai mezzi da utilizzare in risposta all'emergenza - Mezzi di riposta all'emergenza rapidamente mobilitati, con specifico riferimento a sistemi di sbarramento e dispositivi di protezione individuali - Impiegate circa 300 unità di personale per le operazioni di emergenza "sul campo": <ul style="list-style-type: none"> ▪ Squadre di intervento dei Vigili del Fuoco ▪ Protezione Civile ▪ CEDRE ▪ Società appaltanti del gruppo TOTAL - Attività di pesca e raccolta crostacei e molluschi bandita il 17/03 - Acque e fauna marina sottoposti a monitoraggi e campionamenti, con risultati dei test al di sotto dei limiti raccomandati - Divieti di utilizzo delle acque revocati il 17 aprile - Nella aree inondabili, a ridosso delle sponde fluviali, inibizione temporanea delle attività di pascolo
Bonifica e messa in sicurezza	<ul style="list-style-type: none"> - Panne galleggianti e sistemi di sbarramento sigillanti distribuiti rapidamente a protezione delle paludi salmastre all'esterno dell'estuario della Loire e delle aree sensibili all'interno del sito dell'estuario - Interventi sulle acque iniziate il 18/03 con l'arrivo della nave "Argonaute", della Marina Francese, adibita al recupero di spandimenti di idrocarburi, e di piccole imbarcazioni equipaggiate con sistemi a rete per traini superficiali con assistenza elicotteristica - Ricuperata c.a. 1 t. di olio combustibile dalla superficie dell'acqua, non essendo le imbarcazioni in grado di operare presso la linea di costa e le rive del fiume, dove sono concentrati gli accumuli di inquinanti - Piccole imbarcazioni, adibite ad operazioni in acque basse, impiegate per recupero oli sversati nei canneti a ridosso delle sponde del fiume, con efficienza ridotta a causa delle difficili condizioni e delle forti correnti - Svariati mezzi e tecniche di intervento terrestri (al suolo) utilizzati, in funzione dell'ampia varietà e diversità di substrati inquinati: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Scavo mediante automezzo con benna escavatrice per argini fangosi ▪ Ripristino manuale o con utilizzo di mezzi per aspirazione liquami per facilitare accessibilità degli argini ▪ Sistemi di tubazioni per lavaggio a pressione di rivestimenti ed infrastrutture fluviali ▪ Pulizia delle infrastrutture portuali mediante operatori attrezzati con verricello ▪ Rimozione meccanica di inquinanti e vegetazione mediante automezzi (Caterpillar) con pale meccaniche o attraverso potatura con cesoie portatili ▪ Pulizia manuale nelle aree adibite a pascolo - Predisposta un'area di c.a. 2 ettari, all'interno raffineria, per lo stoccaggio ed il pre-trattamento dei materiali raccolti (c.a. 5.200 t. di rifiuti)
Cause primarie e di radice	<ul style="list-style-type: none"> - Origini tecniche: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Perdita da una tubazione di acqua, situata al di sopra della pipeline interessata dal trasporto di olio combustibile pesante (riscaldata e mantenuta alla temperatura di c.a. 60°C), che ha comportato una corrosione e successiva rottura localizzata della pipeline stessa (apertura nella tubazione di c.a. 16*1 cm) - Carenze gestionali: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Scarsa frequenza nella sorveglianza e monitoraggio periodici del sistema di pipeline, malgrado i segnali premonitori e le conseguenze potenzialmente gravi, in caso di perdita, sull'ecosistema circostante ▪ Mancanza di mezzi di rilevazione ed allertamento, in caso di fuoriuscita di prodotto, per la

	identificazione di problematiche durante le operazioni di carico di navi petroliere
Misure post-incidentali adottate	<ul style="list-style-type: none"> - Programma di valutazione dell'impatto ambientale per l'area, da sversamento di olio combustibile pesante, attualmente posto in essere su: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Contaminazione delle acque, dei sedimenti e della fauna acquatica (molluschi) ▪ Impatto sulla produttività trofica nell'estuario ▪ Effetti sui pesci ed impatti sulla flora, fauna e habitat naturali terrestri - Azioni correttive e misure d'urgenza imposte al gestore, volte a prevenire ulteriori eventi di inquinamento ambientale: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorveglianza continua delle pipeline lungo il fiume Loire ▪ Ispezione delle pipeline a ridosso di quella interessata dall'evento - Misure a medio termine imposte al gestore: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mezzi di rilevazione a distanza di eventuali perdite di contenimento a ridosso del fiume Loire ▪ Posa in opera di terreni, al di sotto della pipeline interessata, in grado di drenare e incanalare gli eventuali sversamenti verso collettori ▪ Dispositivi di monitoraggio dei quantitativi di idrocarburi movimentati verso/da stoccaggi e navi petroliere - Azioni condotte a livello nazionale: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Ispezioni su installazioni e stabilimenti RIR, con specifico riferimento ad un controllo statistico delle pipeline di idrocarburi sui vari siti petroliferi ▪ Trasmissione di informazioni alle Autorità Competenti, da parte dei gestori, in merito alle misure tecniche implementate ed alla sorveglianza sulla vita utile di pipeline e bacini di contenimento ▪ Organizzazione sistematica di incontri con i rappresentanti delle compagnie petrolifere ed associazioni di categoria per la discussione di risultanze ed esperienze in merito
Ritorno d'esperienza	<ul style="list-style-type: none"> - Incremento sorveglianza su corrosioni e segnali di invecchiamento delle installazioni (non solo per le pipeline) - Sorveglianza specifica nei punti delle pipeline riscaldate, soggetti a problematiche di corrosione, e nei punti di contatto di queste con i propri supporti - Maggiore attenzione alle installazioni situate presso siti sensibili e vulnerabili dal punto di vista ambientale (fiume Loire) e/o suscettibili di causare danni all'intorno (possibili perdite da tubazioni d'acqua) - Ottimizzare le procedure di manutenzione e l'analisi dei segnali premonitori di eventi (velocità di corrosione, degradazione, perdite, etc.) - Porre in essere un sistema di controllo di operazioni specifiche (carico di navi), con particolare attenzione ai siti più estesi, onde poter assicurare una rapida risposta in fase di gestione dell'emergenza

Luogo	Francia, zona fluviale di Ambès (fiume Garonne, estuario della Gironde)
Data evento	12 gennaio 2007
Tipo di attività	Impianto di stoccaggio di petrolio grezzo (SPBA)
Sostanza inquinante	Petrolio grezzo
Matrice ambientale	Acque interne
Descrizione stabilimento	<ul style="list-style-type: none"> - Il grezzo è stoccato mediante n. 28 serbatoi, per un totale complessivo di 283,000 m3 di petrolio. - L'impianto di stoccaggio è servito da n. 2 moli di attracco, n. 1 pipeline da 1,000 m3/d via fiume (PARENTIS), n. 2 pipeline via terra - A ridosso del sito è presente un ulteriore parco di stoccaggio di petrolio (TOTAL/EDF), per un totale di 220,000 m3 (N. 9 serbatoi)
Descrizione evento	<ul style="list-style-type: none"> - Ricontrata leggera perdita di grezzo al serbatoio 1602 il giorno precedente evento (ore 12.00 del 11/01/2007) - Arresto ricezione di grezzo, pompaggio e sconfinamento perdita, con sorveglianza serbatoio per intera notte - Svuotamento del serbatoio rimandato al giorno successivo, per non esporre operatori a rischi - Rottura catastrofica del fondo del serbatoio 1602, con rilascio di tutto il contenuto, pari a c.a. 13,500 m3 (ore 8.00 del 12/01/2007) - Rilascio immediato di grezzo crea un'onda che trabocca nel bacino di contenimento (c.a. 2,000 m3) - Il grezzo traboccato confluisce verso il sistema di drenaggio, per poi proseguire verso la vasca di raccolta acque, dove viene bloccato il sistema di pompaggio - Parte del petrolio grezzo non viene bloccato e fuoriesce dal deposito, interessando per c.a. 2 km paludi e canali, penetrando nel terreno e raggiungendo la falda (lato est) - Sul lato ovest, il grezzo raggiunge una strada ed il fiume Garonne - Sul lato sud il grezzo si diffonde nel terreno e canali, poi trattenuto da un argine di una strada lungo il Garonne, sebbene parte di esso contamina la parte superiore della sponda del fiume
Danni all'ambiente	<ul style="list-style-type: none"> - La fuoriuscita del petrolio grezzo interessa le paludi (c.a. 50 m3 di prodotto), ed il fiume Garonne, per c.a. 50 m3 di prodotto - La macchia rimane contenuta lungo la sponda destra del fiume, spostandosi successivamente fino a 12 km a monte del fiume rispetto al deposito in occasione della marea - La macchia si ammuccchia in seguito a valle, a seguito di cambiamento della marea, raggiungendo il punto in cui confluiscono Garonne e Dordogne - Il giorno successivo si scorgono tracce di inquinamento oltre 20 km a valle del deposito (fiume Dardogne) - La successione di maree causa un interessamento di c.a. 40 km di argini dei fiumi Garonne, Dordogne e Gironde inquinati, con particolare danno per le sponde destre di Garonne e Gironde (c.a. 10 km)
Interventi di gestione dell'emergenza	<ul style="list-style-type: none"> - Evacuazione del personale e dei cittadini circostanti lo stabilimento, messa in sicurezza degli impianti - Intervento dei Vigili del Fuoco ed autorità locali (DRIRE, Protezione Civile), informazioni all'Autorità Portuale - Diffusione immediata di tappeto di schiuma (170 m3 di emulsione) sulla pozza di grezzo riversato nel bacino, per eliminare il rischio di incendio causato dai vapori (H2S e HC) - Blocco traffico marittimo, ferroviario e stradale - Ispezioni aeree, navali e sul terreno per valutare l'estensione dei danni, con rete di monitoraggio dell'aria (H2S, BTEX) ed operazioni con autorespiratore - Misure mitigative a terra, per evitare propagazione di inquinanti, pompando e confinando le potenziali sorgenti di inquinamento: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Pompaggio dell'accumulo di inquinanti in prossimità delle sponde ▪ Installazione di barriere davanti ai principali punti di drenaggio e flusso ▪ Posa in opera di barriere di fortuna (paglia+tessuto+geotessile) di rinforzo ▪ Creazione di argini per confinare e recuperare l'inquinante sulle sponde all'altezza delle zone maggiormente interessate dagli spandimenti ▪ Posa di panne assorbenti e sigillanti davanti ai principali punti di drenaggio e flusso (14/01/2007) - Misure mitigative in acqua, per evitare propagazione di inquinanti, con dichiarazione di piano d'emergenza per l'inquinamento acquatico: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Applicazione di agenti disperdenti (scematura con utilizzo di schiume da sbarramento) mediante rimorchiatori (12 e 13/01/2007) ▪ Posa di panne assorbenti in corrispondenza dei pontili per bloccare gli inquinanti nei due sensi della corrente marina (14/01/2007) ▪ Recupero dinamico di tracce inquinanti e detriti galleggianti tramite reti (15/01/2007)
Bonifica e messa in sicurezza	<ul style="list-style-type: none"> - Rimozione degli inquinanti e rifiuti solidi dagli argini del fiume, di difficile accesso, sebbene soggette a bonifica naturale ad opera del fiume (rive ed argini completamente auto-puliti 4 mesi dopo l'evento): <ul style="list-style-type: none"> ▪ 45 km interessati dalla dispersione inquinante al 24/01/2007, regredita fino a 35 km per auto-pulitura ▪ 17 km interessati dalla dispersione inquinante al 01/02/2007 sulla Garonne, auto-pulitura a partire dal 24/01/2007 per c.a. 18 km ▪ 10 km interessati dalla dispersione inquinante al 06/03/2007, auto-pulitura a partire dal 01/02/2007 per c.a. 7 km ▪ 3 km interessati dalla dispersione inquinante al 05/04/2007, auto-pulitura a partire dal 06/03/2007 per c.a. 7 km - Bonifica canali e paludi inquinate (fase preliminare: 80 operatori mobilitati H24 per le prime 2 settimane): <ul style="list-style-type: none"> ▪ Confinamento, mediante sbarramenti e panne assorbenti ▪ Rilievi cartografici ▪ Realizzazione di drenaggi sugli argini ▪ Pulizia e potature vegetazione, con smassamento manuale di macro-rifiuti solidi per evitare coinvolgimento ulteriore per innalzamento maree - Recupero canali e paludi inquinate (fase finale – esterno sito: 40 operatori per i successivi 6 mesi): <ul style="list-style-type: none"> ▪ Preparazione e protezione dei suoli ▪ Sfoltimento, taglio e pulizia vegetazione sugli argini

	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Recupero materiale in sospensione ▪ Strofinio e risciacquo argini, dopo la rimozione panne assorbenti
Cause primarie e di radice	<p>Rottura catastrofica del fondo serbatoio, allo stato attuale, al vaglio degli inquirenti, mediante perizia tecnica orientata su due filoni di indagine:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Problema di stabilità del suolo-terreno, a causa della presenza di una nicchia/cavità che avrebbe infragilito il fondo del serbatoio - Problema meccanico, per rottura di una saldatura/corrosione
Misure post-incidentali adottate	<ul style="list-style-type: none"> - Incrementare e migliorare standard tecnici per fondo serbatoi e rinforzare controlli e monitoraggi sul parco stoccaggi, eventualmente riducendo le volumetrie - Monitoraggio continuo di esperti riconosciuti (CEDRE) delle zone inquinate: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Controllo argini fiume ed analisi suolo ▪ Dispositivi di sorveglianza per 20 mesi al fine di evitare rischi di contaminazione - Azioni di decontaminazione: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Studio di impatto per identificare i rischi residui all'interno ed all'esterno del sito ▪ Piano di azioni in corso di istruttoria da parte di DRIRE ▪ Nuova campagna di prelievi ed analisi per la misura della riduzione naturale dell'inquinamento
Ritorno d'esperienza	<ul style="list-style-type: none"> - Importanza messaggio di allerta/allarme in presenza di siti simili - Informazione costante delle Autorità competenti in caso di evoluzione sinistri (es. inondazione della strada adiacente da fuoriuscita di grezzo) - Delocalizzazione del personale in zona protetta in seguito ad evento - Assicurare presenza permanente di personale - Gestione degli accessi ai luoghi contaminati - Recupero materiale di emergenza in caso di evento (es. pompe, sistemi di illuminazione notturna) - Utilità azionamento a distanza dei sistemi di emergenza - Necessità di una buona conoscenza delle risorse esterne al sito (es. canalizzazione acque, sistemi di drenaggio)

Luogo	Belgio, zona del fiume Scheldt
Data evento	25 ottobre 2005
Tipo di attività	Impianto di stoccaggio di petrolio grezzo
Sostanza inquinante	Petrolio grezzo
Matrice ambientale	Suolo
Descrizione stabilimento	<p>Il grezzo è distribuito tramite pipeline dal porto di Rotterdam e, dopo lo stoccaggio nel terminal (collocato sulla sponda sinistra del fiume Scheldt), è pompato tramite pipeline ad una raffineria, situata sulla sponda destra del fiume, dove viene successivamente raffinato.</p> <p>Lo stabilimento è composto di n. 7 serbatoi ubicati in uno spazio delimitato da argini in terreno, con argini più bassi tra i singoli serbatoi:</p> <ul style="list-style-type: none"> - N. 4 serbatoi di grezzo di capacità par a 40,000 m3 cad. (D1, D2, D3, D4) - N. 2 serbatoi per lo stoccaggio di grezzo, acqua piovana contaminata da grezzo o slop, della capacità di 24,000 m3 cad. (D10 e D11) - N. 1 piccolo serbatoio D26 da 730 m3 fuori servizio
Descrizione evento	<ul style="list-style-type: none"> - Rilevata fuoriuscita di grezzo dal serbatoio D2 (circa 37,000 m3 di grezzo) - Allertamento operatori in sala controllo della raffineria per allarme di basso-livello al D2 - Registrazione di livello nel sistema di controllo in sala quadro (in 15 minuti rilasciato quasi l'intero contenuto del serbatoio D2) - A causa della rapidità del rilascio, si forma un'onda di grezzo, che si sposta in direzione dell'argine in terreno (solo 3 m3 risultano fuoriusciti dal parco stoccaggio) - Grezzo rilasciato riempie l'intera area del parco stoccaggio (circa 40,000 m2) fino ad un'altezza di 1 m - Dopo il rilascio, il serbatoio risulta esternamente deformato, e una parte del basamento del serbatoio scomparsa
Interventi di gestione dell'emergenza	<p>Squadra antincendio raffineria, Vigili del fuoco e Protezione Civile procedono alla gestione dell'emergenza:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Copertura pozza di petrolio grezzo con schiumogeno (241t di schiuma antincendio) - A causa del forte vento, e della estesa superficie, non si riesce a coprire tutta la pozza - Il forte vento favorisce la diluizione dei vapori degli idrocarburi leggeri evitando la formazione di atmosfera infiammabile e/o esplosiva sopra il prodotto sversato, così da non innescare il petrolio grezzo - Il rilascio del grezzo provoca forti odori in una vasta area circostante
Bonifica e messa in sicurezza	<ul style="list-style-type: none"> - Dopo l'evento, tutto il grezzo stoccato nel parco viene pompato alla raffineria, ed il contenuto della pozza trasferito nei serbatoi D10, D11 e D4 (27/10/05) - Si procede ad operazioni per la riduzione degli odori, mediante ricopertura dell'intero parco con sabbia con autocarri, bulldozers (28/10/05) - La stabilità di tutti i serbatoi viene periodicamente misurata (D2 viene stabilizzato, sulla parte mancante del basamento, mediante sospensione) - Parco stoccaggio viene completamente liberato dal prodotto (18/11/2005)
Cause primarie e di radice	<p>Durante l'utilizzo del D2 si è formato avvallamento nel fondo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Acqua presente non poteva defluire verso il sistema di drenaggio, creando un ristagno in avvallamento che ha causato fenomeni di corrosione (riduzione spessore del fondo) - Iniziale piccola perdita di grezzo satura la sabbia compatta sottostante favorendo la fluidificazione, con riduzione locale della resistenza fondazione - Fessurazione dell'avvallamento per pressione idrostatica del grezzo sul fondo, che fuoriesce con un flusso che distrugge parte della fondazione "spazzando via" il sottosuolo
Misure post-incidentali adottate	<p>Ispezionati tutti i serbatoi del parco stoccaggio:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Serbatoio D2 totalmente demolito - Formazione di avvallamento nelle lamiere di fondo per tutti i serbatoi, con successiva riparazione e posa in opera di rivestimento interno per arrestare la corrosione - Analisi carattere corrosivo acqua fondo serbatoi e drenata (pH) - Modifica programma ispezioni ed utilizzo di tecniche alternative (misure spessimetriche ad emissioni acustiche ed ultrasuoni, installazione allarme per variazioni di livello anomale)
Ritorno d'esperienza	<ul style="list-style-type: none"> - Identificazione ed analisi di tutti i fenomeni di possibile degradazione della funzione di contenimento di ogni apparecchiatura di processo - Possibili rischi derivanti dalla presenza di fasi immiscibili, il cui studio dovrebbe costituire una parte della identificazione dei possibili fenomeni corrosivi - Possibile formazione avvallamenti nel fondo serbatoi, con eventuale accumulo di prodotti che possono dar luogo a corrosione uniforme locale

Luogo	Spagna - Off Cape Finisterre, Galicia
Data evento	13 novembre 2002
Tipo di attività	Nave petroliera a singolo scafo "Prestige"
Sostanza inquinante	Olio combustibile pesante
Matrice ambientale	Mare aperto
Descrizione evento	<ul style="list-style-type: none"> - Nave petroliera "Prestige", con un carico di c.a. 77.000 t. di olio combustibile pesante, in servizio da S. Pietroburgo (Russia) e Ventspils (Lettonia) fino a Singapore via Gibilterra - In seguito ad una avaria dei motori, rilevata una deriva della nave di 30 gradi a dritta, durante il passaggio attraverso mari agitati e forti venti presso Cape Finisterre, a 25-30 miglia nautiche dalla costa di Galicia, nord-ovest della Spagna - Dopo 6 giorni di sforzi per porre in salvo la nave ed il suo carico, la Prestige si spezza in due tronconi ed affonda in 3.500 m. di acqua a c.a. 130 miglia nautiche dalla costa nord ovest della Spagna il 19/11/2002 - Le prime stime di quantitativi totali di olio combustibile pesante sversato in acqua si aggirano in un range di 5.000 – 25.000 t. Successivamente, la Commissione Tecnica Spagnola, con l'incarico di effettuare rilievi sui resti della nave, ha stimato un quantitativo rilasciato in mare pari a c.a. 40.000 t.
Danni all'ambiente	<ul style="list-style-type: none"> - Permanenza prolungata in acqua, con relativo processo di invecchiamento, dell'olio combustibile pesante sversato, per un quantitativo pari a c.a. 40.000 t. - Inizialmente, il 16/11, la costa della Galicia è stata pesantemente interessata dallo sversamento. - In dicembre rilevato movimento della chiazza, spesso c.a. 1 m., verso la costa nord della Spagna, dalle Asturie, alla Cantabria, ai Paesi Baschi - All'inizio di gennaio 2003, la marea raggiunge i confini francesi e Canale della Manica attraverso il Golfo di Biscaglia per un ammontare di svariate centinaia di km di coste e spiagge interessate - Chiazza di inquinante, a causa delle forti correnti e venti predominanti, si suddivide in più frangenti, raggiungendo le coste e stabilizzandosi - Coste e spiagge invase dalla marea che penetra nei sedimenti, diffondendosi e contaminando in profondità i suoli e terreni - Ritrovati più di 6.300 uccelli morti e 2.200 uccelli vivi pesantemente imbevuti di oli, lungo le coste spagnole, portoghesi e francesi, oltre a pesci, crostacei, molluschi, etc. - Interdette alla pesca ed attività connesse c.a. 915 km di coste della Galicia (intera costa atlantica galiziana)
Interventi di gestione dell'emergenza	<ul style="list-style-type: none"> - Per tutta la notte del 13/11 sono stati impiegati n. 5 rimorchiatori, della società spagnola incaricata dei soccorsi in mare e controllo inquinamento (SASEMAR), al fine di trainare in salvo la petroliera alla deriva - Un malfunzionamento del sistema di traino della nave ha comportato una serie di tentativi falliti di rimorchio della nave - Dopo una giornata di tentativi, il 14/11 la Prestige è stata presa a rimorchio e trainata verso nord-ovest e successivamente verso sud - Il 15/11 la nave viene evacuata mediante soccorso elicotteristico. Successivamente viene rilevato uno squarcio di c.a. 35 m. sul fianco destro - Il 16/11, per evitare le acque portoghesi, la nave viene rimorchiata verso sud-est - Il 19/11 h. 9.00, la nave si spezza in due tronconi, a c.a. 130 miglia nautiche dalla costa spagnola, ovest sud-ovest da Cape Finisterre - Il 19/11 h. 12.00, la parte di poppa della nave affonda in 3.500 m. di acqua, seguita alle h. 16.00 dalla parte di prua
Bonifica e messa in sicurezza	<ul style="list-style-type: none"> - Movimenti della chiazza oleosa monitorati attraverso la rilevazione di dati per mezzo di boe galleggianti e perlustrazioni navali ed aeree, a cura di autorità francesi e spagnole, con possibilità di stima delle principali direzioni delle correnti per mezzo di modelli revisionali - Volontari dell'esercito, della popolazione locale, delle associazioni ambientaliste e pescatori immediatamente mobilitati per operazioni di pulizia e bonifica delle linee di costa, per un totale di c.a. 10.000 unità giornaliere impiegate e c.a. 61.000 t. di rifiuti contaminati raccolti - Per le acque, attivato il Piano di Emergenza dell'Area del Golfo di Biscaglia (Francia e Spagna): <ul style="list-style-type: none"> ▪ Alle numerose navi ed aeroplani, giunti dalla Spagna e Francia, si aggiungono imbarcazioni di monitoraggio, controllo ed intervento dai Paesi Bassi, Germania, Regno Unito, Norvegia, Italia, Danimarca e Belgio ▪ Le attività di tali imbarcazioni riescono a coprire un raggio d'azione, sebbene imperversino forti correnti e mari agitati, pari a c.a. 18.000 t. di emulsioni inquinanti ▪ Dal 2 al 15 dicembre, il mini sottomarino francese "Nautile", inviato dalle autorità spagnole per ispezionare il relitto della Prestige, rileva origine degli sversamenti dalla chiglia della nave ▪ Nautilus è successivamente impiegato per fermare le svariate perdite. Le operazioni di riparazione si concludono con successo tra dicembre e febbraio 2003 dopo n. 76 immersioni di personale specializzato
Cause primarie e di radice	<ul style="list-style-type: none"> - Deriva della nave "Prestige" di 30 gradi a dritta, accentuata dal passaggio attraverso mari agitati e forti venti, conseguente ad una avaria dei motori - Malfunzionamenti dei sistemi di traino della nave - Serie di fori e crepe diffuse sulla chiglia della nave (n. 20 rotture) - Cedimento strutturale della chiglia che ha comportato lo spezzamento in due tronconi della nave e conseguente affondamento del relitto
Misure post-incidentali adottate	<ul style="list-style-type: none"> - Interventi sulle acque mediante n. 13 imbarcazioni, approntati da 9 Paesi, equipaggiati con i seguenti sistemi di controllo, contenimento e recupero degli sversamenti: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Bracci pulenti mediante sistema a pontone ▪ Sistemi di sbarramento, separazione e scrematura, a seconda delle condizioni di viscosità delle emulsioni da trattare - Interventi sulle acque, in seguito all'evolversi e successivo disgregamento e smembramento in più tronconi della chiazza, attraverso l'impiego di sistemi a reti e strascichi superficiali, gestito tramite il coordinamento di più imbarcazioni e rimorchiatori - Frammentazione del processo di emulsione mediante l'intervento di pescatori, su navi pescherecci, attraverso

	<p>l'utilizzo di palette, raccoglitori e varia attrezzatura manuale leggera</p> <ul style="list-style-type: none"> - Intervento di un secondo team di gestione dell'emergenza, una volta concluse le operazioni poste in essere lontano dalla costa (acque alte), presso le frange ed i margini costieri, prima che la chiazza raggiunga la terra ferma, secondo un sistema del tipo a "doppia barriera" - Operazioni di pulizia e rimozione di residui oleosi su terra ferma nell'area "di difesa" sud ovest (Pyrenees, Landes, Gironde, Charente) - Operazioni di pulizia e rimozione di residui oleosi su terra ferma nell'area "di difesa" ovest (Vendée, Loire-Atlantique, Morbihan, Finistère, Côtes-d'Armor, Ile-et-Vilaine, Manche) - Stoccaggio, trasporto ed eliminazione finale dei residui oleosi e rifiuti inquinati: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Raccolta e stoccaggio in contenitori ▪ Trasporto verso centri di trattamento ▪ Trattamento di incenerimento dei rifiuti solidi oppure ▪ Trattamento dei materiali recuperati, differenziato a seconda del contenuto sabbioso
<p>Ritorno d'esperienza</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Permanenza prolungata in acqua, con relativo processo di invecchiamento, dell'olio combustibile pesante sversato - Modalità di evoluzione della chiazza di materiale oleoso, a causa delle forti correnti e venti predominanti, con interessamento di un'area vasta (6 Paesi confinanti) - Modalità di emulsione e diffusione degli inquinanti, a causa degli effetti del processo di disgregazione e smembramento della chiazza oleosa in più tronconi - Differenziazione nella scelta delle misure di risposta all'emergenza, e delle conseguenti tecniche di intervento, a seconda dell'evoluzione del fenomeno "marino" e "terrestre" - Implementazione, sulla scorta di quanto evidenziato da esperienze di naufragi passati (caso della nave petroliera "Erika"), del sistema di intervento per il contenimento della diffusione di inquinanti sulle acque a "doppia barriera" - Scarsa diffusione degli inquinanti oleosi, all'interno dei terreni e suoli interessati, grazie ad una buona omogeneità e compattezza delle coste sabbiose

F.3 Evento incidentale di carattere ambientale originato da uno stabilimento industriale a rischio di incidente rilevante con interessamento dei fiumi Lambro e Po (febbraio-marzo 2010)

L'evento si è verificato le prime ore della mattina del 23 febbraio 2010 ed è consistito nella fuoriuscita, causata da un atto volontario, di circa 2600 tonnellate di idrocarburi (gasolio e olio combustibile) dalle tubazioni dei ponti di carico dello stabilimento Lombarda Petroli di Villasanta (MB) e nel riversamento del prodotto nei piazzali dello stabilimento e nel sistema fognario. Da qui, dopo aver raggiunto il depuratore di Monza attraverso il collettore fognario principale, il prodotto si è riversato nel Fiume Lambro provocando la contaminazione dell'asta fluviale a valle del depuratore, con coinvolgimento del fiume Po nel tratto a valle della foce del Lambro, del delta del Po e la zona costiera di Mare adriatico influenzata dalle acque del fiume.

Viene di seguito riportata una descrizione sintetica dell'evento incidentale e delle sue conseguenze, già presentata dall'ISPRA in occasione del Convegno VGR 2012 e basata, in larga parte, sulle informazioni raccolte dalla Commissione incaricata dal MATTM del sopralluogo finalizzato alla predisposizione del Rapporto MARS per la Commissione Europea.

1. Descrizione del sito

Lo stabilimento LOMBARDA Petroli SpA è situato nel territorio comunale di Villasanta (MB) e si estende su un' area di circa 150.000 mq in una zona a destinazione industriale, collocata a ridosso del centro abitato (le prime abitazioni sono ad una distanza di circa 200 metri) con densità abitativa relativamente bassa e con varie aziende e stabilimenti di medie dimensioni. A circa un Km si sviluppano la periferie di Monza, Concorrezzo e Villasanta (cfr Allegato 3)

Entro un raggio di 5 Km sono contenuti l'intero abitato di Monza, Concorrezzo e Villasanta nonché numerosi altri centri abitati fra cui Lissone, Biassono ed Agrate con presenza di scuole, di ogni ordine e grado, chiese, ospedali e case di cura, centri sportivi in particolare lo stadio di Monza a sud e l'autodromo di Monza a nord-ovest.

Ad est, oltre viale Monza, esiste un complesso produttivo artigianale e commerciale mentre a nord, oltre Viale R. Sanzio, si trova il deposito di materiali della Società Delchi.

1.1 Industrie a rischio di incidente rilevante

Sulla base delle informazioni desunte dal PEE predisposto dalla Prefettura di Milano nel anno 2008 (rif. RdS 2006), nelle immediate vicinanze dello stabilimento Lombarda Petroli non sono presenti industrie a rischio di incidente rilevante (lo stabilimento della Liquigas classificato in articolo 8 D.Lgs 334/99 distante 500 metri dal perimetro dello stabilimento risultava chiuso nell'anno 2006).

1.2 Elementi vulnerabili

Tra gli elementi vulnerabili compresi entro un raggio di 5 Km si registrano:

- scuole elementari e materne, case di riposo con edifici pubblici e palestra di interesse comunale a Villasanta a circa 500 metri di distanza;
- complesso scolastico di Monza a 500 metri a sud e Stadio di Monza a circa 2 Km in direzione sud;
- centro commerciale a 2Km;
- Parco Regionale della Valle del Lambro e Parco Urbano di Monza a circa 500 metri ad ovest dell'insediamento industriale.

1.3 Viabilità

Per quanto attiene le arterie di comunicazione si riscontra:

- l'autostrada Milano-Venezia a sud a circa 4 Km di distanza dal casello più vicino ad Agrate e lo svincolo di collegamento con la tangenziale est di Milano;
- viale Monza a ridosso dei confini Est;
- Viale delle industrie di Monza a circa 1000 m;
- la linea ferroviaria Milano-Lecco che costeggia il deposito sul lato ovest;
- la stazione ferroviaria di Monza che dista circa 3 Km.

L'accesso principale allo stabilimento avviene da Via del Caravaggio e risulta ubicato nel settore nord-occidentale dello stabilimento; esiste anche un secondo varco adibito esclusivamente all'accesso secondario dei mezzi di soccorso, ubicato a sud in corrispondenza della Strada Vicinale delle Briosche, varco, che secondo quanto riferito dai responsabili dello stabilimento, risulta attualmente sigillato.

1.4 Idrologia

Il fiume Lambro risulta essere il corso d'acqua più vicino e scorre all'interno del Parco Regionale della Valle del Lambro a circa 800 metri ad ovest dell'insediamento industriale.

La falda idrica è ubicata a circa 22 metri dal p.c. La direzione di deflusso delle acque sotterranee risulta orientata in senso NO-SE.

Le distanze dallo stabilimento dei pozzi pubblici di emungimento di acque potabili sono:

- Comune di Monza, 1000 metri in direzione SO
- Comune di Villasanta, 800 in direzione NE

Nell'intorno sono inoltre presenti numerosi piezometri e pozzi privati ad uso non potabile di cui n.4 all'interno dell'area stessa per l'accumulo delle acque nelle vasche a scopo antincendio.

1.5 Soccorsi esterni:

- Ospedale di Monza e pronto soccorso a 6 Km
- Stazione dei vigili del fuoco a 6Km
- C.R.I. di Villasanta adiacente al deposito

1.6 Organizzazione del personale

Per una migliore razionalizzazione delle risorse il centralino portineria era stato sostituito con un citofono esterno a più chiamate verso rispettivi telefoni (Uffici Manutenzione, Carico/Scarico ATB) lasciando sempre di fatto chiusi i cancelli di ingresso. Il centralino telefonico durante le ore giornaliere è in carico agli operatori di piazzale.

Durante gli orari di ufficio l'attività principale del deposito si svolgeva su cinque giorni lavorativi per settimana, dal lunedì al venerdì dalle ore 8:00 alle ore 18:30.

L'entità complessiva del personale presente in deposito durante il turno giornaliero era pari a 5 addetti, oltre al direttore di Stabilimento, aventi le seguenti funzioni:

- N° 1 Addetto all'Ufficio Spedizioni, contabilità doganale e CED,
- N° 1 Addetto all'Ufficio Lavori di Manutenzione e Rappresentante Sicurezza dei Lavoratori
- N° 3 Addetti alle Operazioni di Piazzale

Fuori dagli orari di ufficio, dalle 18:30 alle 8:00 dei giorni lavorativi e per tutta la giornata nei giorni non lavorativi e festivi, la sorveglianza era esercitata da un servizio di vigilanza interno (guardiano) costituito da 1 addetto che nelle ore notturne effettuava un giro di ispezione nelle aree di deposito su percorsi diversi.

Si fa presente che tale organizzazione è quella che risultava alla data dell'evento incidentale (23 febbraio 2010). Al momento del sopralluogo il deposito era sotto sequestro in attesa di completare la fase di dismissione e chiusura definitiva.

1.7 Piano di emergenza interno

Il piano di emergenza interno, acquisito dalla Commissione incaricata del sopralluogo MARS nelle versioni ottobre 2008 e febbraio 2010, ha mantenuto, soprattutto nella sua ultima versione, procedure operative simili a quando la società operava come stabilimento RIR, pur avendo sostanzialmente ridotto il numero di addetti.

All'interno sono contenute anche le misure di emergenza da adottare in caso di rilasci nei bacini di contenimento e nei piazzali di carico ATB con riferimento alla gestione degli eventi di rilascio riportati nell'ultima edizione del RdS (2006).

La Commissione ha rilevato che all'interno del RdS (2006) lo scenario di rilascio con conseguenze ambientali non è annoverato tra i top-event, essendo considerato non credibile in quanto i bacini di contenimento dei serbatoi sono in cemento e a tenuta, e i piazzali di carico sono impermeabilizzati e muniti di pozzetti di intercettazione collegati alla vasca API, la cui capacità di accumulo (1650 mc) è tale da prevenire effetti diretti verso l'esterno. Gli eventuali rilasci eco-tossici vengono gestiti attraverso il sistema di valvole di intercettazione in grado di contenere le fuoriuscite dai piazzali, dai bacini e dalla vasca API nei

tempi strettamente necessari per l'intervento della ditta incaricata di eseguire le operazioni di messa in sicurezza e bonifica.

1.8 Piano di emergenza esterno

Il Piano di Emergenza Esterno approvato con decreto del 25 giugno 2008, che recepiva le informazioni contenute nella versione del 2006 del RdS, in ragione di quanto detto sopra, non prendeva pertanto in considerazione scenari di rilascio con conseguenze ambientali al di fuori dello stabilimento.

1.9 Sistemi di comunicazione e allarme

Per quanto attiene i sistemi di comunicazione ed allarme si annoverano:

- collegamento con rete telefonica pubblica
- telefono portatile in dotazione agli addetti al deposito ed ai responsabili
- cellulare aziendale
- cellulari personali
- sistema di video sorveglianza costituito da N° 1 telecamera posizionata al varco principale (Via Caravaggio).

Il centro operativo in emergenza risultava ubicato presso la palazzina uffici nella zona a nord dello stabilimento dove risultano anche ubicati il punto di raduno della squadra di emergenza e l'armadio con i DPI.

L'organizzazione del personale in situazioni di emergenza durante l'orario di apertura del deposito era così delineata nelle figure preposte e nei ruoli:

Direttore di stabilimento	Coordinatore Emergenza	In sostituzione. Responsabile Manutenzione
Operatori di piazzale	Addetti squadra d'emergenza	
Responsabile ufficio CED	Controllo evacuazione automezzi	
Portineria e centralino	Funzione assolta dagli operatori di piazzali muniti di cordless	

Fuori dagli orari di ufficio, dalle 18:30 alle 8:00 dei giorni lavorativi e per tutta la giornata nei giorni non lavorativi e festivi, l'attivazione del piano d'emergenza era demandata al guardiano attraverso la comunicazione tempestiva al Responsabile della Manutenzione.

2. DESCRIZIONE DELL'EVENTO INCIDENTALE

2.1 Descrizione dell'evento

La fuoriuscita di idrocarburi è avvenuta da n° 3 bracci di carico utilizzati nell'esercizio ordinario di caricamento delle ATB in uscita dal deposito posti sui due pontili di carico esistenti, nord e sud, rispettivamente destinati al gasolio e all'olio combustibile e direttamente collegati con i serbatoi presenti nel deposito carburanti.

Sulla base dei rilievi eseguiti dai periti i giorni successivi l'evento incidentale e delle dichiarazioni fornite dal gestore dopo la fuoriuscita del prodotto dalle tubazioni, è stata ipotizzata la seguente dinamica:

- il prodotto fuoriuscito si è riversato sul piazzale di carico;
- dal piazzale di carico è defluito nelle vasche dell' API separator sia indirettamente dal sistema fognario interno al deposito attraverso le griglie di intercettazione a protezione del piazzale, sia direttamente per il superamento dei cordoli di protezione probabilmente per la saturazione del sistema fognario stesso. Una parte si è riversata nei bacini di contenimento dei serbatoi di olio combustibile;
- dalla vasca API il prodotto è defluito attraverso la valvola di intercettazione principale, mantenuta sempre aperta per consentire il deflusso delle acque di scarico provenienti dalla barriera idraulica, verso la condotta fognaria esterna allo stabilimento che confluisce nel collettore Alto Lambro e da qui verso il depuratore di Monza e infine nel fiume Lambro.

In merito alle evoluzioni temporale dell'evento possono essere formulate solo ipotesi in considerazione delle tempistiche necessarie per permettere la fuoriuscita dei quantitativi di gasolio e olio combustibile dai bracci

di carico ATB, la formazione della pozza e lo svuotamento del piazzale stesso attraverso il sistema fognario e/o per sversamento diretto nella vasca API, la saturazione della vasca API, il deflusso lungo la condotta fognaria verso il depuratore di Monza e il definitivo rilascio nel fiume Lambro. Dalle informazioni desunte dalle perizie la presenza anomala di idrocarburi al depuratore è stata rilevata dal campionamento in automatico, avvenuto nella fascia oraria compresa nell'intervallo tra le 04 e le 09 del mattino del 23 febbraio 2010. Gli idrocarburi sono defluiti nel fiume Lambro dallo scolmatore del depuratore, tenuto conto anche delle consistenti portate dovute alle ingenti precipitazioni registrate in quei giorni.

2.2 Sostanze coinvolte

Per quanto attiene i prodotti fuoriusciti dai serbatoi si fa riferimento alle giacenze rilevate nei giorni successivi all'incidente:

A tale riguardo si riportano i quantitativi suddivisi in:

Giacenze al 22/02/2010 da schede serbatoi:

3215 ton Gasolio

5212 ton Olio Combustibile

Presenti nei serbatoi oggetto di sversamento da inventario fisico eseguito i giorni successivi

l'evento:

1287 ton Gasolio

1067 ton Olio Combustibile

Fuoriusciti:

1826 ton di Gasolio

804 ton di olio combustibile

per un totale di circa 2600 ton di prodotti.

3. Conseguenze dell'evento

L'incidente venne notificato alla Commissione europea in quanto rispondente ai requisiti dell'allegato VI al D.Lgs. 334/99 al punto 1, Sostanze in Causa, per l'emissione accidentale di sostanza pericolosa di gasolio implicante un quantitativo almeno pari al 5% della quantità limite prevista alla colonna 3 dell'allegato I al suddetto decreto (1800 tons).

3.1 Conseguenze per persone o beni

Non si ebbero notizie di conseguenze/danni sulle persone.

Sono state riscontrate, dalla documentazione, diverse ordinanze di divieto di uso dell'acqua per uso irriguo ed, in particolare, una ordinanza della Prefettura di Rovigo del 1 marzo 2010 che invitava i Sindaci di Corbola, Taglio Po, Ariano nel Polesine, Adria, Porto Tolle, Papozze, Villanova Marchesana e Gavello di emettere a loro volta ordinanza specifica per il divieto dell'uso dell'acqua per scopi potabili ed alimentari.

3.2 Conseguenze immediate per l'ambiente

3.2.1 Conseguenze immediate per habitat di acque superficiali e marini

I corpi idrici interessati dalla fuoriuscita di idrocarburi sono il fiume Lambro, dallo scarico del depuratore di Monza alla foce, il fiume Po dalla Foce Lambro alle lagune del Delta e le acque marino costiere antistanti la zona di influenza delle acque del Po.

Nella fase dell'emergenza il quantitativo della miscela di idrocarburi (gasolio/olio combustibile) in fase galleggiante presente in questi corpi idrici ed il relativo impatto sulla qualità delle acque sono stati differenti, particolarmente gravi sul fiume Lambro e di minore entità sull'asta del Po e in progressiva diminuzione fino al mare Adriatico anche per effetto della diluizione causata dai vari tributari del Po a valle della foce Lambro e dalle ingenti piogge.

Gli interventi di emergenza hanno permesso il recupero di un quantitativo di prodotto a monte del depuratore pari a:

-
- 1250 ton recuperate al depuratore stesso
 - 300 ton recuperate nei piazzali della Lombarda Petroli,
- per un totale di circa 1550 ton di prodotto.

Delle restanti 1050 tonnellate di idrocarburi rilasciati nel Lambro a valle del depuratore sono state recuperate:

- 100 ton dalle barriere realizzate sul Lambro e Po,
- 450 ton dalla diga Enel di Isola Serafini,

per un totale di circa 550 ton di prodotto recuperato.

Pertanto risulterebbe un quantitativo pari a circa 500 tonnellate disperse lungo la tratta fluviale compresa tra il depuratore di Monza e il Mare Adriatico per una lunghezza complessiva delle aste fluviali interessate superiore ai 300 Km.

Per quanto attiene il controllo della qualità delle acque nella fase di emergenza si fa riferimento ai campionamenti effettuati dalle Agenzie regionali territorialmente competenti, che hanno registrato valori di picco nelle acque superficiali, limitatamente al parametro idrocarburi totali, nei giorni successivi l'evento, significativi nel fiume Lambro, di minore entità nel fiume Po e in progressiva diminuzione fino al Mare Adriatico.

Nelle lagune del Delta del Po solo in due campioni è stata rilevata la presenza di idrocarburi inferiore ai limiti di riferimento, mentre per le acque marino-costiere antistanti la foce del Po i dati analitici sono risultati quasi tutti al di sotto del limite di rilevabilità strumentale e i test di tossicità negativi.

I valori di idrocarburi totali sono rientrati al di sotto del limite di rilevabilità strumentale a partire dalle stazioni di monitoraggio dell' Emilia Romagna e del Veneto a partire dal 1 marzo 2010.

Valori anomali occasionali sono stati comunque registrati anche i giorni successivi (fino al 6 marzo) in coincidenza di rilasci "spot" causati dalla movimentazione del materiale progressivamente recuperato o di variazioni di portate dei corsi d'acqua anche a seguito delle precipitazioni atmosferiche.

I numerosi dati raccolti dalle Agenzie regionali mostrano che le conseguenze immediate dello sversamento si sono manifestate con l'inquinamento della parte superficiale dei corsi d'acqua interessati dall'evento, costituita essenzialmente da un'onda di idrocarburi transitata tra il 23 e il 28 febbraio 2010.

3.2.2 Conseguenze immediate per falde acquifere e acque sotterranee

Dai documenti emessi dalle agenzie regionali e dai controlli effettuati sui pozzi non si evince un interessamento delle falde freatiche in connessione idraulica con le aste fluviali interessate dal fenomeno dello sversamento. Per quanto attiene le acque sotterranee risultano campionamenti effettuati sia presso la Lombarda Petroli, nei piezometri di monitoraggio realizzati per la caratterizzazione dell'area, sia nelle falde freatiche della provincia di Milano, Lodi, Cremona e Mantova in collegamento idraulico con il Lambro e il Po nei pozzi e piezometri presenti entro una fascia di 50/100 metri dall'alveo. In base agli accertamenti risulta che l'evento non ha interferito negativamente sulla qualità delle acque sotterranee e sugli usi ad esse collegati.

3.3 Conseguenze immediate per habitat terrestri

Lungo il tratto del fiume Lambro a valle del depuratore fino alla confluenza con il Po risultano essere state interessate un'oasi del WWF (Montorfano) e alcuni parchi urbani nei comuni di Milano e Melegnano.

A valle della foce del Lambro, lungo l'asta del fiume Po sono invece presenti 27 siti SIC-ZPS rivieraschi, designati e tutelati ai sensi della direttiva "Habitat" 92/43/CEE e della direttiva "Uccelli" 79/409/CEE (di recente rivista con la direttiva 2009/147/CE).

Al centro LIPU "La Fagiana" di Cesano Maderno si è registrato il decesso in breve tempo di 10 esemplari appartenenti a 2 specie diverse (Cormorano e Germano reale) recuperati nelle ore successive l'evento. Dalle risultanze emerse dagli esami autoptici eseguiti presso l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale di Brescia risulta come causa di decesso l'avvelenamento da idrocarburi non solo per ingerimento ma anche per assorbimento per via transcutanea o inalazione. Non è possibile fare una stima degli animali uccisi dalle

sostanze fuoriuscite in quanto, per rimanere nel solo ambito degli uccelli, molti esemplari se pur avvelenati sono andati a morire in luoghi lontani e appartati. Analogamente dicasi per la comunità acquatiche animali e vegetali che popolano gli ecosistemi coinvolti.

3.4 Danni permanenti o a lungo termine causati a vari habitat

Al momento del sopralluogo non è stato possibile stabilire con certezza l'effettiva entità dei danni permanenti o a lungo termine causati ai vari habitat dagli idrocarburi transitati lungo le aste fluviali e non intercettati o recuperati con le azioni di emergenza messe in atto. All'epoca era ancora in corso un monitoraggio d'indagine ai sensi della direttiva 2000/60 CE, con il coinvolgimento di diversi Enti, sia a livello centrale che locale, avente come obiettivo la valutazione dell'ampiezza e dell'impatto causato dallo sversamento degli idrocarburi sulle diverse matrici ambientali (acque, sedimenti, comunità acquatiche vegetali e animali).

Solo al termine delle attività di monitoraggio sarà possibile ottenere un quadro esaustivo dell'effettiva entità del danno, tenuto conto anche delle possibili ripercussioni che l'evento ha potenzialmente prodotto sui corpi idrici e sulle aree protette strettamente in connessione o che risentono direttamente dallo stato ambientale dei fiumi Lambro e Po.

3.5 Danni Materiali

3.5.1 Danni materiali all'esterno del deposito

Per quanto attiene la quantificazione del danno provocata dall'evento, nell'indisponibilità, al momento, di informazioni certe sulla magnitudo del danno ambientale causato agli ecosistemi e sui costi di ripristino delle zone contaminate, si può far solo riferimento alle ingenti risorse (mezzi, uomini) impiegate per le azioni di contenimento dell'onda nera predisposte dalle varie strutture ed enti coinvolti nella emergenza.

A tale proposito si evidenzia che con l'OPCM n.3882 del 18 giugno 2010, a seguito della dichiarazione dello stato di emergenza emanata i giorni successivi l'evento, è stato disposto un rimborso di 3 Milioni di euro ripartito tra le regioni Lombardia (1 Milione), Emilia Romagna (1,5 Milioni) e Veneto (0,5 Milioni) per le spese sostenute per fronteggiare l'emergenza ambientale provocata dalla fuoriuscita di idrocarburi dallo stabilimento Lombarda Petroli di Villasanta.

3.5.2 Danni materiali nello stabilimento

Secondo quanto affermato dal gestore i danni subiti dallo stabilimento riguardano la perdita di prodotto, il fermo dell'attività di stabilimento, la ripulitura e decorticamento dei piazzali di carico dagli idrocarburi, la ripulitura della vasca API e dei bacini di contenimento interessati dalla contaminazione. A ciò si aggiungono i costi per il recupero e smaltimento del prodotto e di integrazione al Piano di Caratterizzazione per una stima complessiva di circa a 2 Milioni di Euro.

L'area coinvolta dall'evento di spandimento risulta ubicata all'interno del sito industriale ed è estesa 19.000 mq comprensivi delle superfici afferenti alle vasche API ed ai bacini di serbatoi di olio combustibile. L'area di primo intervento ha coinvolto circa 5000 mq di terreni antistanti le baie di carico.

In ragione di quanto sopra esposto, la Commissione ha ritenuto l'incidente notificabile alla Commissione Europea anche per i seguenti requisiti:

- Punto 3 di allegato VI al D.lgs 334/99: Conseguenze Immediate per l'Ambiente, per aver coinvolto più di 10 Km di habitat fluviale;
- Punto 4 di allegato VI al D.lgs 334/99: Danni materiali conseguenti l'evento per aver provocato un bilancio di danni esterni allo stabilimento dovuti alle sole operazioni di recupero dei prodotti e decontaminazione delle aree e delle infrastrutture interessate superiore a 0,5 milioni di euro.

4. MISURE DI EMERGENZA ADOTTATE

4.1 All'interno del deposito

Il piano di emergenza all'interno dello stabilimento è scattato alle ore 8:00 ovvero all'arrivo degli operai al deposito in occasione del normale avvio delle operazioni di carico/scarico delle ATB.

Le operazioni di emergenza sono state eseguite dal personale dello stabilimento coadiuvato successivamente dai tecnici della società terza incaricata di eseguire le operazioni di pronto intervento e, successivamente, dalle autorità intervenute sul posto individuata l'origine dello sversamento.

La prima fase dell'emergenza ha visto l'intervento degli addetti aziendali che hanno provveduto rispettivamente, allo spegnimento delle pompe, all'interruzione dell'energia elettrica e all'intercettazione del prodotto fuoriuscito tramite la chiusura manuale delle valvole dei serbatoi e dei pontili di carico. Dopodiché, a fronte della presenza di ingenti quantità di gasolio che dal piazzale si riversavano direttamente o indirettamente, tramite il sistema fognario, nella vasca API, sono stati azionati gli idranti e l'anello di raffreddamento per mantenere il prodotto in galleggiamento. Dopodiché, sempre secondo la ricostruzione fatta dai titolari della Lombarda Petroli, il personale della ditta ha provveduto a bloccare l'afflusso dell'acqua proveniente dai piezometri della barriera idraulica per la messa in sicurezza e bonifica del deposito nella vasca API. Contestualmente è stata subito avvisata la ditta terza incaricata di eseguire le operazioni di pronto intervento per la rimozione del prodotto dal piazzale e dalla vasca API.

Successivamente, intorno alle ore 9, i tecnici della società che gestisce il depuratore di Monza, giungevano in stabilimento per chiedere informazioni riguardo la avvenuta registrazione di presenze anomali di idrocarburi in entrata al proprio impianto di depurazione. Valutata la situazione si provvedeva con difficoltà alla intercettazione della valvola posta a valle della vasca API direttamente sfociante nel collettore fognario esterno lo stabilimento e collegato al depuratore stesso. A tale proposito, secondo quanto comunicato al MATTM dal Comando Provinciale dei Vigili del Fuoco di Milano, la richiesta ai VVF di intervento presso la società Lombarda Petroli è stata ricevuta alle ore 10:59 del 23 febbraio 2010 "in relazione alle difficoltà riscontrate nella chiusura della valvola di intercettazione dalla vasca API alla condotta che collega il condotto fognario della Lombarda Petroli alla collettore Alto Lambro e di qui al depuratore". I titolari del deposito, informati dell'accaduto al momento dell'arrivo in stabilimento dai propri dipendenti, così come il responsabile del coordinamento all'emergenza, hanno informato la Commissione di non aver provveduto alla chiamata dei VVF e che presumibilmente la segnalazione sia stata effettuata dal personale di altri enti intervenuti sul sito.

A tale proposito si fa presente che le procedure di emergenza prevedono, in caso di situazioni incontrollabili all'interno del deposito, l'immediata chiamata dei Vigili del Fuoco.

Le operazioni attuate immediatamente per la messa in sicurezza d'emergenza (MISE) del deposito sono consistite essenzialmente nelle seguenti attività:

- aspirazione mediante autospurgo del prodotto in fase libera e delle acque contaminate dal piazzale, dalla vasca API dalla rete fognaria dai pozzetti di ispezione dai cavidotti elettrici e dai bacini di contenimento dei serbatoi;
- posizionamento di presidi di contenimento (panne assorbenti) per evitare il deflusso di prodotto direttamente verso la vasche API;
- avvio della decorticazione dei terreni, previa aspersione di materiale granulare oleoassorbente, dai piazzali della baie di carico per una superficie di circa 10000 m2 comprensivi delle aree perimetrali ai bacini di contenimento e alla vasca API e il passo carraio nei pressi del varco sud dello stabilimento;
- isolamento vasca API mediante inserimento di palloni gonfiabili ed otturatori di linee a valle della valvola di intercettazione collegata al collettore fognario comunale in uscita al deposito. Successivamente i tecnici di Brianza acque hanno provveduto a sigillare la condotta che defluisce verso il collettore alto Lambro.
- lavaggio dei setti della vasca API, della sala pompe adiacente alle stesse vasca, delle condotte fognarie con canal jet ed idropulitrice;
- aspirazione a sfioro del prodotto superficiale contenuto all'interno della vasca;
- predisposizione di una linea di aspirazione dei liquidi contenuti nella vasca a presidio della stessa in caso di importanti eventi meteorici liquidi dalla vasca mediante pompa Varisco collegata ad un serbatoio del deposito.

Nel periodo compreso tra il 23 marzo ed il 12 marzo sono stati impiegati complessivamente per le attività di MISE all'interno del deposito:

- 7 autospurghi
- 2 cisterne su semirimorchio
- 4 autocarri
- 1 escavatore

-
- 2 mini escavatori
 - 1 autogru
 - 2 torri faro
 - 1 idrovora
 - 1 squadra per video ispezione
 - 15 operai e 6 tecnici specializzati (geologi e ingegneri)
 - 2 coordinatori (geologi ed ingegneri)

 - 1 capocantiere

4.2 All'esterno del deposito

Per quanto attiene le attività di emergenza eseguite all'esterno del deposito, svolte in coordinamento dai vari enti e soggetti coinvolti nell'ambito del Sistema di Protezione Civile, le informazioni reperite dalla Commissione evidenziano che:

- alle 12:07 la Protezione Civile Regione Lombardia allerta le Province di Lecco, Lodi e Como per la ricerca di materiale adatto al contenimento della macchia di idrocarburi;
- alle ore 12:30 si attuano i primi interventi di sbarramento a Salerano al Lambro;
- alle ore 12:50 la Prefettura di Milano attiva il CCS Centro Coordinamento Soccorsi;
- alle ore 13:30 la Sala operativa di Protezione Civile Reg. Lombardia avvisa la sala operativa di Emilia Romagna circa l'emergenza in atto ed il possibile coinvolgimento asta Po;
- alle ore 13:30 viene istituito il COC Centro Operativo Comunale a Monza (presso il depuratore);
- alle ore 14:30 si opera sullo sbarramento a Melegnano per trattenere lo strato oleoso superficiale e successivamente su tutti gli altri sbarramenti Castiraga Vidardo, (ore 16:30) Chignolo Po (ore 19:00), San Zenone al Lambro (mattinata 24 febbraio) e Orio Litta mattinata del 24 febbraio;
- il 24 febbraio viene emanata ordinanza del Presidente della Regione Lombardia per il conferimento delle sostanze inquinanti recuperate presso la Raffineria di Sannazzaro de' Burgondi e altri impianti idonei;
- Il 24 febbraio viene inoltrata alla Presidenza Consiglio Ministri la richiesta di proclamazione dello stato di emergenza.

Diversi interventi di contenimento sono stati predisposti lungo l'asta del Lambro, a valle del depuratore, e lungo il fiume Po a valle della confluenza con il Lambro a seguito dell'attivazione dell'emergenza avvenuta all'incirca alle ore 8:00 del mattino.

Tra i più consistenti si segnalano gli sbarramenti predisposti presso:

- Comune di Milano – Località Parco Lambro
- Melegnano
- Comune di Salerano al Lambro (al confine con la provincia di Milano)
- San Zenone al Lambro
- Comune di Orio Litta (foce Lambro)
- Ponte di Sannazzaro sul Po a Piacenza
- Isola Serafini-Diga ENEL

Lo sbarramento effettuato al depuratore di Monza e il presidio di contenimento predisposto in corrispondenza della diga di Isola Serafini hanno consentito di mitigare gli effetti dell'inquinamento limitando i quantitativi di idrocarburi sia nel Lambro che nel Po nonché di proteggere gli usi in atto di approvvigionamento idropotabile e irriguo, acquacoltura e piscicoltura del delta del Po e il Mare Adriatico.

Gli interventi di emergenza hanno permesso il recupero di un quantitativo di prodotto a monte del depuratore pari a:

- 1250 ton recuperate al depuratore stesso;
- 300 ton recuperate nei piazzali della Lombarda Petroli;

per un totale di circa 1550 ton di prodotto.

Delle restanti 1050 tonnellate di idrocarburi rilasciati nel Lambro a valle del depuratore sono state recuperate:

- 100 ton dalle barriere realizzate sul Lambro e Po;
- 450 ton dalla diga Enel di Isola Serafini.

per un totale di circa 550 tons di prodotto recuperato.

Pertanto risulterebbe un quantitativo pari a circa 500 tonnellate disperse lungo la tratta fluviale compresa tra il depuratore di Monza e il Mare Adriatico.

Presso il depuratore di Monza sono state recuperate con auto spurgo e smaltite 2638 tonnellate di emulsione idrocarburi/acqua (dati fino al 2 marzo di Brianza Acque) con una percentuale media di idrocarburi pari al 47%.

In corrispondenza della diga “Enel Green Power” di Isola Serafini sono state recuperate la maggior parte dei quantitativi di prodotto non trattiene dal depuratore e dagli sbarramenti effettuati sul Lambro. L’azione di contenimento è stata realizzata grazie all’innalzamento delle paratoie della diga allo scopo di favorire il deflusso delle acque nella parte inferiore ed il contenimento degli idrocarburi in superficie. Il prodotto, in emulsione, e quindi molto viscoso, è stato recuperato avvalendosi inizialmente di oil-skimmers di tipo a tamburo e disc oil. Successivamente a causa dell’accumulo di residui vegetali che non consentivano il corretto funzionamento delle apparecchiature si è provveduto al recupero tramite benna caricata su chiatta. Per favorire il contenimento e il recupero degli idrocarburi presso la diga Enel è stato effettuato un intervento di sbarramento per agevolare l’accumulo sul lato destro del fiume.

Per quanto attiene agli interventi di salvaguardia all’avifauna si è provveduto all’allontanamento degli uccelli in aree considerate riserve faunistiche mediante esecuzione di voli radenti con elicottero.

5. CONCLUSIONI

Fermo restando che la causa primaria del rilascio è stata identificata in un’azione volontaria, si sono evidenziate una serie di criticità tecnico/gestionali che non hanno, comunque, permesso di mitigare le conseguenze del rilascio stesso:

- assenza di sistemi automatici di allarme alto/basso livello sui serbatoi o sistemi di blocco automatici temporizzati a servizio dei pontili di carico e/o dei relativi impianti di pompaggio;
- assenza di sistemi di rilevazione automatici, ottici o sonori, di messa in funzione delle apparecchiature (un quadro di controllo remoto) come le pompe per la movimentazione degli idrocarburi o di sistemi di consenso per l’attivazione delle stesse ubicati in postazioni presidiate soprattutto durante le ore di fermo impianto (ore notturne e festivi);
- carenza e/o mancata adozione di idonei sistemi di allarme anti intrusione, in aggiunta al previsto servizio di guardiania, volti ad evitare furti o atti di manomissione all’interno del deposito ovvero permettere l’attivazione immediata delle azioni di emergenza anche fuori dall’orario di apertura dello stabilimento;
- carenza e/o mancata adozione di idonee procedure per l’identificazione e il contenimento dei rischi di rilascio con conseguenze ambientali come ad esempio l’esecuzione immediata della manovra di chiusura della valvola di intercettazione posta a valle della vasca API in presenza di idrocarburi;
- carenza e/o mancata applicazione delle procedure di manutenzione dei sistemi di intercettazione manuali; ciò soprattutto in relazione alle difficoltà riscontrate nella chiusura della suddetta valvola;
- mancata applicazione delle procedure di emergenza che prevedono in caso di situazioni critiche/incontrollabili l’immediata attivazione della chiamata ai VVF.

Si segnalava inoltre:

- la necessità che gli organi preposti esercitino l’attività di vigilanza sulle attività industriali pericolose anche nei casi di progressiva dismissione, per verificare che non venga ridotto il livello di attenzione da parte dei titolari delle aziende, a causa del venire meno degli obblighi di cui alla normativa Seveso;
- nei casi di dichiarazione di messa fuori esercizio di porzioni di reparti e/o depositi dello stabilimento resa da parte dai gestori delle aziende RIR, dovrà essere accertata l’effettiva disattivazione delle apparecchiature e dei sistemi che consentono l’utilizzo di tali reparti e depositi; ciò anche in

coerenza con quanto previsto dalla normativa Seveso che prevede, ai fini dell'assoggettabilità, il riferimento sia alla presenza "reale" che "potenziale" di sostanze pericolose superiori ai quantitativi di cui allegato I al D.Lgs 334/99;

Riferimenti bibliografici

- Valutazione dell'impatto sull'ambiente degli incidenti rilevanti, APAT, Rapporti 36/2003
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie - Direction Générale de la Prévention des Risques "Retour d'expérience national sur la pollution accidentelle à la raffinerie de Donges le 16 mars 2008", Jeudi 18 septembre 2008
- Réunion experts Seveso de l'UE du 10 octobre 2008 "Rupture d'un réservoir de pétrole brut au dépôt SPBA d'Ambès le 12 janvier 2007", CEDRE (Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentations sur les Pollutions Accidentelles des Eaux), Brest Cedex 1
- Federal Public Service – Employment, Labour and Social Dialogue – Chemical risks division "Safety Alert: Rupture of an (atmospheric) crude oil storage tank", Document No.: CRC/ONG/013-E, Version: 1, November 2006
- Bulletin d'information du CEDRE - Environnement et techniques de lutte antipollution "N. 18 – 1er semestre 2003", "N. 19 – Mai 2004"; "N. 25 – Juin 2009", Brest Cedex 1
- <http://www.cedre.fr/index.php> (19/04/2012)
- Astorri, F., Lotti A., Valutazione del potenziale impatto indotto da sostanze pericolose per l'ambiente su corpi idrici superficiali, Atti del Convegno VGR 2012 (Pisa ottobre 2012)

ALLEGATO G

1. RISPOSTA ALL'EMERGENZA IN CASO DI SVERSAMENTI IN ACQUE SUPERFICIALI: METODOLOGIE D'INTERVENTO

1.1 Generalità

La risposta all'emergenza, in caso di sversamenti in acque superficiali, si articola in una sequenza di azioni strettamente connesse, tra di esse compatibili:

- misure poste in essere prima che l'inquinante raggiunga la linea di terra;
- operazioni di pulizia del sito;
- gestione del cantiere e dei rifiuti.

In caso di forte inquinamento, le principali operazioni di risposta all'emergenza si esplicano mediante una prima fase di intervento (fase 1) ed una seconda fase di ripristino (fase 2).

1.1.1 Intervento iniziale di pulizia (fase 1)

L'obiettivo di questa prima fase è quello di dare la priorità alla rimozione degli accumuli di materiali fortemente inquinanti ed inquinanti vari (sedimenti, detriti galleggianti, alghe, etc.) il più rapidamente possibile.

L'obiettivo è duplice:

- limitare la diffusione dell'inquinamento, riducendo il rischio che la sostanza inquinante sversata possa essere ulteriormente smossa dalle correnti o dal vento;
- limitare l'impatto ecologico, riducendo il tempo in cui l'inquinante è in contatto con l'ambiente, e/o impiegando le tecniche meno dannose.

1.1.2 Disinquinamento e ripristino finale (fase 2)

L'intervento finale di risanamento consiste nel riportare il sito interessato dallo sversamento alle condizioni precedenti di utilizzo e permette all'ecosistema colpito di riprendere la normale funzionalità ecologica. Tale fase dovrebbe avere inizio solamente in seguito al completamento della rimozione di grandi accumuli di sostanze inquinanti (fase 1), e una volta che la minaccia di nuovi significativi spiaggiamenti di inquinanti sia stata eliminata.

La fase di ripristino finale comporta l'impiego di tecniche, che possono essere più o meno avanzate, per rimuovere residui di inquinamento che ostacolano l'utilizzazione del sito interessato dal punto di vista ecologico, economico, ricreativo, culturale, paesaggistico-ambientale, etc.

1.1.3 Scelta delle tecniche

Ogni evento incidentale connesso ad uno sversamento di inquinante è un caso a se stante e non esiste una unica soluzione per tutte le tipologie. Tuttavia, ci sono alcuni fondamentali principi nell'attuazione della risposta all'emergenza, da adattarsi a seconda della situazione e della sua evoluzione. Vi sono molteplici tecniche disponibili per la risposta in ciascuna delle due fasi ricordate. Si distinguono in base a:

- caratteristiche dell'inquinamento (estensione, caratteristiche di spandimento o concentrazione nello spazio e nel tempo, natura della sostanza inquinante e tipi di depositi);
- caratteristiche del sito (accessibilità, esposizione, natura dei substrati, presenza di detriti).

In alcuni casi, le operazioni di pulizia e ripristino richiedono la predisposizione di appositi cantieri tecnici di intervento, le cui attività sono caratterizzate da mezzi e conoscenze specialistiche. È preferibile in termini di efficienza, sicurezza, ed in certi casi, per motivi ecologici, ricorrere ai servizi di società specializzate in tale ambito.

In ragione delle analogie in termini di sensibilità ambientale, metodi di cattura degli inquinanti e tecniche di pulizia utilizzati, è possibile raggruppare i diversi tipi di litorali eventualmente interessati da sversamenti in 3 principali categorie, a seconda della natura del substrato dominante:

- spiagge sedimentarie (sabbia e pietrame);
- superfici uniformi dure (rocce, massi, etc.);

- aree litorali colonizzate, o attualmente in fase di colonizzazione, da piante di tipo superiore.

1.2 Tecniche di intervento: cosa fare

1.2.1 Misure di intervento immediato

Quando le circostanze ed i tempi lo consentono, alcune misure possono essere adottate prima dell'arrivo dell'inquinante sversato sulla costa, al fine di facilitare le operazioni di pulizia dei litorali e ridurre l'impatto connesso. Tali misure, di primo intervento, sono finalizzate a ridurre l'entità dell'inquinamento, il volume dei rifiuti raccolti e gli effetti indiretti causati all'ambiente dagli stessi interventi in risposta all'emergenza.

Protezione dei canali

Tra le misure di protezione dei canali, l'utilizzo di bracci galleggianti per la chiusura degli stessi è generalmente inefficace a causa delle forti correnti presenti. Tuttavia, nel caso di uno sversamento di sostanze pesanti, quali ad es. olio combustibile, greggio, etc., possono essere predisposti alcuni sistemi per fermare o almeno ridurre a monte l'evolversi dell'inquinante. Le soluzioni disponibili variano a seconda delle dimensioni del canale da proteggere. Le tecniche principali sono:

- Reti dritte poste trasversalmente, attraccate sugli argini, per piccoli canali;
- Dighe filtro per canali più grandi;
- Dighe di terra e materiali vari, più efficienti, ma più complesse e costose da implementare;
- Unità di filtrazione, a consumo d'acqua, per la fornitura di vasche saline e di acquacoltura.

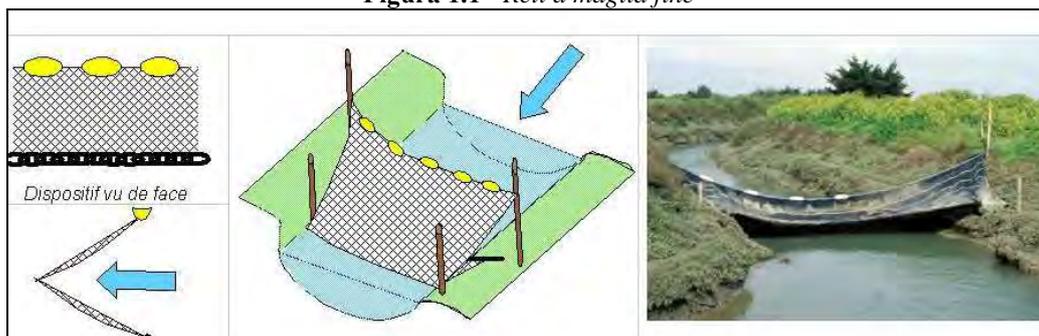
L'efficacia del sistema di protezione dipende generalmente dalle barriere erette successivamente in differenti punti lungo il canale e ad altezze diverse nella colonna d'acqua.

Reti dritte trasversali

Un canale stretto può essere sbarrato mediante reti dritte a maglia fine (5-8 mm), galleggianti, poste trasversalmente al canale, ad angolo obliquo con questo ultimo (in altezza), sfalsate o in forma di "V" (in pianta). Questo sistema di base comprende una rete semplice, dotata di galleggianti sul bordo superiore, una catena di zavorra sul bordo inferiore ed è ormeggiato all'argine.

La rete include un sistema di scarico di sicurezza tramite una catena fissata al fondo della rete. Se la pressione sulla rete è troppo elevata, a causa di forti correnti od intasamento della rete stessa, la catena si alza, lasciando passare l'acqua senza filtraggio, ma impedendo che il sistema venga divolto.

Figura 1.1 - Reti a maglia fine



A tale tipologia di interventi, si può infine ricondurre la semplice posa in opera, in acqua, di barriere rigide, trasversali al flusso della sostanza inquinante, ancorate agli argini e zavorrate al fondo.

Figura 1.2 - Barriere rigide



Dighe filtro

Uno degli esempi di approntamento di dighe filtro, si è sperimentato durante il naufragio dell'Erika (1999), al fine di proteggere saline e allevamenti di ostriche.

Queste barriere, che consentono praticamente la chiusura dell'intera colonna d'acqua, consistono in una cortina a doppio filo (rete metallica per pollai, rete di plastica a maglia stretta), montata su una struttura fatta di pali, assi e fune metallica e rivestita con materiale filtrante.

Queste barriere trattengono ammassi e particelle di carburante, ma non gli idrocarburi disciolti. A causa delle forti correnti cui le barriere possono essere sottoposte, esse hanno una durata limitata e hanno bisogno di manutenzione quotidiana.

Figura 1.3

Diga di paglia



Diga di gusci di conchiglie



Dighe di terra e materiali vari

Un canale può anche essere chiuso sigillandolo con una diga di materiali grossolani, quali terra od altro. Una ostruzione completa può essere prevista solo per breve tempo, per evitare effetti dannosi sulla flora e la fauna ubicate a monte. Per attenuare questo rischio, ci sono due possibilità: il normale smantellamento della diga o il ricorso ad un sistema di botole richiudibili, ricavate nel corpo della diga, dimensionate in funzione della portata del canale, che consentono il passaggio permanente attraverso la diga di terra stessa. Tali strutture dovrebbero essere utilizzate solo per piccoli canali, in quanto sono costose per i canali più ampi.

Inizialmente, questi materiali di sbarramento possono essere pre-posizionati in prossimità del punto di chiusura, prima che arrivi l'inquinante sversato. Su un terreno paludoso altamente sfruttato, le dighe di terra con botole richiudibili richiedono l'intervento di società specializzate con il necessario know-how e relative attrezzature (ad es. potenza generata della pala cingolata per movimento terre).

Figura 1.4

Diga di roccia solida



Diga di terra con botole richiudibili



Unità di filtrazione

Sistemi avanzati possono essere progettati, proporzionati ed adattati alle caratteristiche della presa d'acqua ed alla qualità di filtrazione richiesta in base alla sensibilità della installazione.

Il sistema di base per una presa di acqua individuale (20-50 cm di diametro) è un filtro a cartuccia, costituito da un involucro a maglie di filo metallico o plastica, riempito con materiali di idonea capacità di filtrazione e di assorbimento.

Per evitare che l'unità di filtrazione si intasi, a causa di rifiuti solidi, alghe, ecc, può essere montata una rete prima della presa di acqua.

Metodi di cattura di inquinanti in corrispondenza della battigia

Reti provviste di spazzoloni, fissate ad una estremità in corrispondenza della battigia, si rivelano efficaci per la raccolta di ammassi di olio combustibile pesante alla deriva per alta marea.

Questo metodo di recupero è stato messo a punto durante il naufragio della petroliera Erika, unitamente ad operazioni di "surfwashing" (tipica metodologia di "intervento di pulizia iniziale – fase 1"). Queste reti sono molto efficaci per inquinanti appiccicosi e viscosi come l'olio combustibile pesante. La loro dimensione varia a seconda del tipo di rete e della disposizione del sito. Esse sono semplicemente fissate ad una estremità ad un ormeggio incassato sulla battigia e posizionate al di sopra del livello medio di marea.

L'esperienza della petroliera Erika e poi quello della Prestige (2002) ha dimostrato che questo sistema, efficace per le operazioni che hanno una durata breve (un paio di maree), è utilizzabile quale misura correttiva-protettiva ("surfwashing") o di primo intervento (su un sito che è appena stato pulito, in modo da catturare ogni potenziale residuo-ammasso di catrame proveniente da altri siti ancora non risanati). Per siti particolari e durate limitate, le reti possono essere facilmente posizionate a seconda delle condizioni di marea e della necessaria manutenzione da effettuare: ripristino delle reti sporche, riposizionamento in base alle maree, garanzia di buon collegamento tra le reti, etc.

Questa tecnica, se usata come misura di primo intervento, dovrebbe essere parte di uno schema-quadro più generale di risposta sul territorio, che includa ulteriori tecniche, quali il recupero meccanico e manuale. Tali reti non vanno utilizzate semplicemente per 'coprire' le spiagge basse. La tutela del litorale non può contare solamente su questa unica tecnica, che ha sicuramente la priorità su piccole spiagge, insenature, baie, dove l'accesso per i macchinari è difficoltoso e su quelle spiagge che hanno elevati quantitativi di gusci di molluschi o detriti lapidei, che rendono gravose le operazioni di analisi. Su ampi siti caratterizzati dalla presenza di dune, le reti devono essere posizionate solo nelle zone di accumulo.

In caso di acque non agitate, questo sistema può essere considerato anche tra le misure di primo intervento. Corte reti possono essere immerse a pochi metri dal bordo dell'acqua. Tuttavia, il sistema deve essere modificato per garantire che le reti possano essere trasportate in modo facile e rigenerate in acqua.

Figura 1.5 - Cattura di inquinanti sulla battigia



Raccolta di rifiuti solidi e prodotti spiaggiati

Il recupero dei rifiuti solidi e di prodotti spiaggiati di grandi dimensioni sparsi lungo la costa, prima dell'arrivo dell'inquinante, è consigliabile, soprattutto in presenza di elevati quantitativi.

Lo scopo di questa operazione è quello di ridurre il volume di materiale contaminato che, in ultima analisi, deve essere recuperato per facilitare le operazioni di pulizia iniziale (fase 1).

In base ai quantitativi interessati, questo recupero è effettuato sia manualmente, con supporto meccanico per la rimozione dei rifiuti, sia meccanicamente, con macchinari da cantiere dotati di meccanismi di recupero e sollevamento metallici, od utilizzando attrezzature speciali, quali vagli per sabbia, rastrelli meccanici, ecc.

Tale recupero deve ovviamente essere il più selettivo e metodico possibile, in modo da rispettare le diverse categorie di smaltimento e recupero-riutilizzo. I prodotti spiaggiati, a volte, possono essere semplicemente spostati sulla parte di monte della spiaggia, se il sito lo consente.

Figura 1.6 - Raccolta di prodotti manuale/meccanica



Sistemi di protezione per terre e coperture vegetali

Tutti i potenziali effetti nocivi derivanti dalle metodologie di risposta all'emergenza dovrebbero essere sistematicamente impediti:

- degrado del suolo e dei biotipi sensibili causati dal traffico pesante ed incontrollato dei pedoni e dei macchinari, od insostenibili alterazioni apportate al cantiere;
- contaminazione del suolo attraverso la diffusione dell'inquinamento dalla spiaggia tramite attrezzature sporche o traboccamenti/perdite durante il trasferimento di rifiuti o loro stoccaggio.

Diverse misure ed attrezzature possono essere utilizzate per questo scopo, in particolare:

- individuazione delle aree di impianto del cantiere mediante il parere di botanici o ambientalisti esperti, rispetto alla sensibilità ecologica di sito;
- uso di motocicli di tipo "quad" (a quattro ruote larghe), con pneumatici a bassa pressione, con alcune precauzioni;
- limitazione dell'accesso a zone che necessitano di protezione dal traffico;
- determinazione di idonee vie di accesso autorizzate per i diversi macchinari;
- elaborazione di un sistema di circolazione del traffico;
- canalizzazione del traffico (pedonale e motorizzato), con posa in opera, se necessario, di percorsi artificiali;
- spiegameo di mezzi aerei o marittimi per l'accesso a siti sensibili;

- creazione di unità di decontaminazione per soccorritori, attrezzature e veicoli.

Si riportano infine, tra le misure ed i metodi di primo intervento, le seguenti tecniche, mirate al contenimento e recupero di inquinanti:

- protezione mediante materiale assorbente;
- posa in opera di rivestimenti protettivi.

Protezione mediante materiale assorbente

La tecnica di impiego del materiale assorbente consiste nell'estensione dello stesso sulla parte superiore della battigia (o sul pelo dell'acqua per mari non agitati), prima dell'arrivo della sostanza inquinante, in modo da limitare la diffusione dell'inquinamento, la penetrazione di inquinanti nei sedimenti e per facilitare il recupero di rifiuti e ripristino finale del sito.

Questa tecnologia è spesso associata ad ulteriori tecniche di pulizia del litorale, quali ad es. "surfwashing", aratura od agitazione sotto marina.

I materiali assorbenti vengono lasciati sul posto fino a quando sono impregnati di sostanze inquinanti, e successivamente recuperati con attrezzature manuali o mezzi meccanici od attraverso aspirazione.

Figura 1.7 - Protezione mediante assorbenti



Posa in opera di rivestimenti protettivi

Questo metodo consiste nel dispiego di membrane geotessili per evitare che le rive dei litorali vengano interessate da inquinamento. Esso prevede la posa in opera di rivestimenti di plastica o membrane geotessili in condizioni di alta marea, prima dell'arrivo della sostanza inquinante. Il prodotto depositato sul rivestimento viene in seguito rimosso.

Tale tecnica è più facile da applicare in condizioni di mare non agitato o in acque aventi un moderato range di variazione di livello di marea. È particolarmente adatta in quei siti con rischio di inquinamento da idrocarburi (banchine, terminal, ecc). È una misura di protezione temporanea la cui efficacia si basa sulla costante manutenzione ed efficienza delle operazioni (teli di fissaggio, prevenzione di strappi e rotture, tenuta stagna, ecc).

Essa può essere utilizzata solo su siti con modesta esposizione all'inquinamento. È del tutto inutile, ad esempio, un suo utilizzo per la protezione di scogliere e frangiflutti non riparati.

Figura 1.8 - Rivestimenti protettivi



1.2.2 *Intervento iniziale di pulizia (fase 1)*

Diverse tecniche possono essere utilizzate per il recupero iniziale della sostanza inquinante, a seconda che sia ancora galleggiante a pelo d'acqua od arenata sulla riva. Le principali tecniche, in termini di frequenza di utilizzo e volume di sostanze inquinanti recuperato, sono descritte nel seguito.

- Screamatura, pompaggio ed aspirazione
 - Schiumatoi
 - Pompe
 - Sistemi di vuoto
 - Impianti di trasporto pneumatico
- Recupero meccanico mediante macchinari per movimento terra
 - Recupero diretto
 - Concentrazione e raschiamento
 - Evacuazione
- Recupero meccanico mediante macchinari specialistici
 - Raschiatura ed aspirazione
 - Vagli per sabbia
 - Rulli
- Recupero manuale
 - Concentrazione e raccolta
 - Evacuazione
- Tecniche ulteriori
 - Lavaggio
 - Inondazione
 - Surfwashing
 - Coltivazione

Screamatura, pompaggio ed aspirazione

Screamatura, pompaggio ed aspirazione si annoverano tra le principali tecnologie utilizzate in caso di sversamento di idrocarburi coinvolgente inquinanti di tipo fluido, tendenti alla formazione di ampi accumuli. Tali operazioni comprendono sia l'effettiva raccolta di sostanze inquinanti, anche mediante l'impiego di natanti ed imbarcazioni attrezzate, che il trasferimento dei prodotti raccolti, attraverso un serbatoio integrato o una linea di scarico, ad un impianto di stoccaggio primario situato sulla parte di monte della spiaggia o nelle immediate vicinanze.

Figura 1.9 - Natante attrezzato per l'aspirazione di idrocarburi



Queste tecniche si basano sull'utilizzo di mezzi generalmente impiegati in agricoltura, servizi igienico-sanitari o opere pubbliche. Tuttavia, vengono adoperate anche attrezzature specialistiche:

- Schiumatoi (o scrematori)
- Pompe
- Sistemi per vuoto
- Impianti di trasporto pneumatico

Schiumatoi

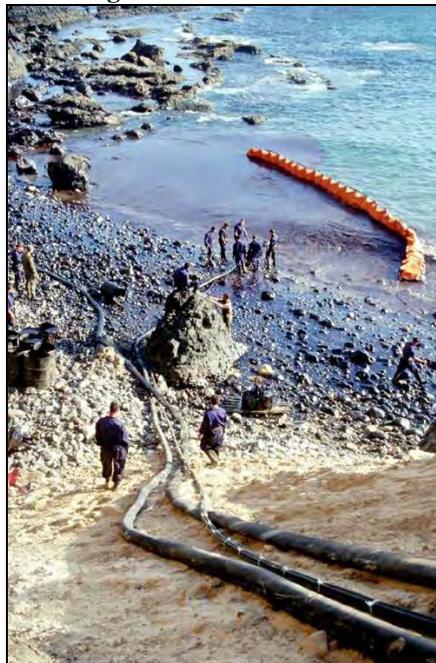
Uno schiumatoio (in inglese *skimmer*) è un dispositivo per il recupero di prodotti (idrocarburi) sversati, mediante scrematura, dalla superficie dell'acqua. Essi sono costituiti da una testa di scrematura galleggiante ed una pompa. Gli schiumatoi possono essere semoventi, gestiti dalla riva o da imbarcazioni.

L'efficienza di uno skimmer è fortemente influenzata dalle condizioni del mare. In acque leggermente agitate o mosse, gli schiumatoi tendono a recuperare più acqua che olio.

Si ricordano tre tipologie principali di schiumatoi, descritte nel seguito. Ogni tipologia presenta una serie di vantaggi e svantaggi a seconda del tipo di prodotto da recuperare, delle condizioni del mare durante le operazioni di pulizia e della presenza di ghiaccio o detriti in acqua.

- Schiumatoi di sbarramento: utilizzano una diga o un recinto posizionato all'interfaccia idrocarburo/acqua. Il prodotto galleggiante sulla superficie dell'acqua si riversa sopra la diga e viene intrappolato nello spazio interno, con il minimo trascinarsi di acqua. La miscela di acqua e idrocarburi intrappolata può essere pompata, attraverso una tubazione o manichetta, ad un serbatoio di stoccaggio per il riciclaggio o lo smaltimento. Questi schiumatoi possono incepparsi e intasarsi per la presenza di detriti galleggianti.
- Schiumatoi oleofili (attira-olio): adoperano cinture, dischi, o catene provviste di spugne, di materiali oleofili, atti a rimuovere gli idrocarburi dalla superficie dell'acqua. Il prodotto sversato viene poi espulso o asportato in un serbatoio di recupero. Gli schiumatoi oleofili hanno il vantaggio della flessibilità, potendo essere utilizzati in modo efficace su sversamenti di qualsiasi consistenza. Alcune tipologie, come gli schiumatoi a catena o a corda provvisti di spugne, funzionano bene in acque intasate da detriti o ghiaccio grezzo.
- Schiumatoi di aspirazione: funzionano in modo simile ad un aspirapolvere domestico. Il prodotto sversato viene aspirato attraverso ampie teste flottanti e pompata in serbatoi di stoccaggio. Anche se tali schiumatoi sono in genere molto efficienti, sono soggetti a intasamento da detriti e richiedono un controllo qualificato costante. Gli schiumatoi di aspirazione funzionano meglio in acque calme, dove gli idrocarburi sversati possono essere raccolti mediante panne o barriere.

Figura 1.10 - Oil skimmer



Pompe

Le pompe possono essere inserite nei sistemi a schiumatoi o ad essi collegate, o possono alternativamente essere utilizzate con una semplice testa di aspirazione galleggiante. Esse funzionano in base a principi differenti, che permettono loro di operare su prodotti petroliferi aventi caratteristiche che variano dalla fluidità alla alta viscosità, con o senza solidi.

Sulla battigia, le pompe più comunemente usate sono le pompe a vite, pompe a vite eccentrica, pompe a lobi e pompe peristaltiche. L'energia è fornita alle pompe da un motore di tipo termico, idraulico o pneumatico.

In alternativa, le pompe possono essere caricate su un trattore munito di un appoggio in tre punti per una maggiore mobilità.

Il pompaggio non è sempre un'opzione praticabile. Vari fattori, mezzi e metodi determinano la fattibilità di tale operazione, quali:

- natura della sostanza inquinante, in particolare la sua viscosità;
- agitazione del corpo idrico, che riduce il rendimento e la selettività, ed ostacola lo spiegamento delle apparecchiature;
- volume degli accumuli di inquinanti, e più specificamente il loro spessore. Molto spesso rappresenta la più efficiente tra le operazioni di recupero in caso di chiazza superficiale, in quanto più selettiva. Ove possibile, l'inquinante dovrebbe essere contenuto e diretto verso la testa di aspirazione;
- presenza di detriti solidi che possono ostacolare il flusso alle pompe;
- morfologia del sito dell'impianto di stoccaggio che potrebbe essere impiantato nelle immediate vicinanze.

Figura 1.11 - Sistemi di pompaggio in corrispondenza della battigia



Sistemi per vuoto

Questi dispositivi funzionano mediante aspirazione, prodotta dalla depressione creata in una vasca di recupero. L'estremità del tubo di aspirazione è direttamente inserita nella chiazza sversata, che deve essere abbastanza spessa. Tra i vari tipi di sistemi per vuoto, si ricordano:

- Sistemi per vuoto convenzionale usati in agricoltura e servizi igienico-sanitari. Durante il disastro Amoco Cadiz (1978), centinaia di serbatoi attrezzati con sistemi di vuoto, di tipo agricolo, sono stati dispiegati sulle spiagge della Bretagna, in Francia.
- Unità per vuoto specializzate, diverse tipologie delle quali sono state impiegate appositamente per antinquinamento:
 - serbatoi per vuoto, di tipo pesante, montati su una struttura, mobile o meno, in genere dotati di una testa di aspirazione galleggiante e di una pompa di trasferimento per scaricare il prodotto raccolto;
 - serbatoi per vuoto, di tipo leggero, brevetto di progettazione francese, montati su un telaio con ruote. Ci sono due serbatoi costituiti di materiale composito, leggero, collegato ad una pompa per vuoto/compressore, per la sedimentazione ed alternativamente l'evacuazione degli inquinanti recuperati.
- Piccole unità portatili a spalle (zaino), costituiti in linea di massima da piccoli serbatoi indipendenti collegati alla stessa unità per vuoto di ridotte dimensioni.

Figura 1.12 - Sistemi per vuoto



Impianti di trasporto pneumatico

Il principio di funzionamento dei sistemi di trasporto pneumatico si basa sulla creazione di un flusso ad elevata velocità di aria mediante un gruppo di aspirazione. La creazione del vuoto dà inizio all'aspirazione, ma è il flusso che risucchia la sostanza inquinante, l'acqua ed i detriti e li trasporta al serbatoio di recupero del sistema.

- Sistemi convenzionali di trasporto pneumatico, utilizzati da mezzi di smaltimento rifiuti o per la pulizia industriale, sono equipaggiati con un tubo flessibile di aspirazione, di diametro sufficientemente grande (125 - 300 mm), praticamente impossibile da bloccare per il tipo di prodotti pompati. Il flusso dell'aria deve essere continuo in modo che il sistema funzioni correttamente. Il tubo di aspirazione deve essere costantemente mantenuto leggermente al di sopra del prodotto da recuperare.
- Sistemi di trasporto pneumatico di tipo specialistico vengono utilizzati sempre più frequentemente sui litorali da proteggere. Tali sistemi prevedono sia l'utilizzo di piccole pompe di aspirazione industriali, che unità meno potenti, ma che non richiedono in maniera sistematica un compressore pneumatico.

Recupero meccanico mediante macchinari per movimento terra

I macchinari di tipo convenzionale sono di frequente utilizzo per la risposta all'emergenza in seguito allo sversamento accidentale di sostanze in acque superficiali.

Vengono impiegati principalmente macchinari da cantiere, ma possono essere adoperate anche macchine agricole. Questo tipo di macchinari è ampiamente fruibile e disponibile, potendo essere questi ultimi utilizzati anche su siti di difficile praticabilità.

Tali mezzi soddisfano diversi scopi: raccolta, trasferimento rifiuti, spianamento, rimozione di sedimenti puliti ed assistenza per operazioni manuali.

Recupero diretto

Nel caso di sversamenti su larga scala, macchinari pesanti adibiti al carico-scarico possono rimuovere direttamente l'inquinante dal pelo dell'acqua, con una resa molto elevata.

Queste macchine sono adatte alla raccolta di tipo diretto, a condizione che le chiazze sversate siano abbastanza viscosi e spesse. Successivamente, i mezzi entrano in gioco come supporto per operazioni più selettive, quali ad es. il recupero manuale.

I mezzi agricoli tradizionali sono inoltre ampiamente adoperati. Questo tipo di macchinari può essere utilizzato per raccogliere preventivamente rifiuti solidi di grandi dimensioni presenti in sito, o per recuperare alghe o altri detriti intaccati dagli inquinanti, grazie ai vari accessori e dispositivi per la rimozione dei sedimenti: benna metallica o cassone, bracci di sollevamento di tipo agricolo, estrattore per radici, etc.

Figura 1.13 - Recupero mediante macchinari per movimento terra



Concentrazione e raschiamento

Nel caso di uno strato più o meno fluido di inquinante depositato sulla battigia, macchinari meccanici possono essere impiegati per la fase preliminare di pulizia delle spiagge, per raschiamento selettivo dello strato recuperabile di inquinante. Vengono spesso utilizzati dei selezionatori a tale scopo, anche se sono preferibili apparecchiature di carico-scarico.

Evacuazione

Un mezzo adibito al carico-scarico può trasportare direttamente il suo carico ad un sito di stoccaggio sulla parte di monte della spiaggia, se si è nelle vicinanze. In caso contrario, il carico viene trasferito su un veicolo adatto se la distanza dal deposito lo richiede.

Come supporto per il recupero manuale, i rifiuti raccolti sono caricati manualmente sulla benna del mezzo, sfusi o in balle.

Diverse tipologie di mezzi di cantiere per opere pubbliche o trasportatori agricoli possono essere utilizzate, purché queste siano adatte all'inquinante ed al sito in questione. Se l'area è facilmente raggiungibile e praticabile, mezzi di tipo 6 x 4 o auto-ribaltabili possono essere riempiti con i rifiuti mediante l'uso di macchinari per il movimento terra.

Recupero meccanico mediante macchinari specialistici

Nel tentativo di attenuare i limiti e gli svantaggi delle macchine per movimento terra (in particolare l'impatto ecologico) e del recupero manuale (scarso rendimento), unità specializzate nelle operazioni di disinquinamento si affidano con frequenza a macchinari specialistici, caratterizzati da migliori qualità selettive dei materiali e alti rendimenti, in particolare in caso di piccoli e medi sversamenti distribuiti in maniera poco uniforme.

In caso di spiagge sabbiose, vengono adoperate tali tecniche di recupero:

- Raschiatura ed aspirazione
- Vagli per sabbia
- Rulli

Raschiatura ed aspirazione

In caso di superfici rocciose, le soluzioni di intervento di tipo meccanico sono poche e rare, e comportano generalmente l'operazione di aspirazione mediante piccoli gruppi per vuoto di tipo industriale.

L'operazione di raschiatura, di tipo manuale, può anche essere meccanizzata utilizzando uno strumento costituito da un pennello munito di un dispositivo di aspirazione.

Figura 1.14

Unità di aspirazione montata su supporto



Operazione di raschiatura



Vagli per sabbia

Questi macchinari sono stati sviluppati per rispondere ad una esigenza differente rispetto al tipico sversamento di prodotti petroliferi: la rimozione, dalle spiagge, di rifiuti solidi di grandi dimensioni.

Esistono diversi modelli, che spaziano dai vagli di grandi dimensioni (trainati, montati su strutture o semoventi) ai piccoli vagli semoventi. Il funzionamento della maggior parte di essi si basa sullo stesso principio: lo strato superficiale di sabbia viene rimosso mediante una lama regolabile, poi recuperato da un nastro trasportatore continuo, sul quale è posizionato il vaglio, ed il rifiuto viene raccolto alla fine della corsa del nastro stesso.

Tale apparecchiatura è stata testata per la prima volta durante le operazioni di risposta all'emergenza a causa della fuoriuscita di petrolio dalla petroliera Tanio (1980). In seguito a tale evento incidentale, l'utilizzo dei vagli per sabbia si è dimostrato efficace su sabbia in condizioni variabili dall'asciutto al leggermente umido, per il recupero di cumuli di inquinanti di natura viscosa, sotto forma di piccoli ammassi di catrame, in gruppetti ed a chiazze, con i relativi adeguamenti tecnico-impiantistici.

Anche se le prestazioni dei diversi modelli di vagli per sabbia possono variare, la qualità della vagliatura non dipende soltanto dal macchinario: l'unità di traino, che deve avere determinate particolari caratteristiche, e l'operatore, responsabile di effettuare gli opportuni aggiustamenti ed adeguamenti, svolgono entrambi un ruolo altrettanto importante.

Figura 1.15 - *Vagliatura mediante traino*



Rulli

Uno dei primi rulli utilizzati, è stato progettato presso il "Cedre - Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux" (Francia) nei primi anni '80 del novecento, sebbene non abbia mai oltrepassato lo stadio di prototipo.

Durante il disastro della petroliera Erika, una società privata ha messo a punto e presentato un altro prototipo, che non poteva però essere effettivamente utilizzato, così come era stato concepito, se non nella fase di esaurimento dell'evento.

Il principio dell'aderenza del prodotto petrolifero sversato ad un rivestimento speciale, è stato messo a punto durante l'evento incidentale della Prestige, in occasione del quale diverse tipologie di rulli, le cui prestazioni, vantaggi e limiti variano a seconda del modello, sono state impiegate per recuperare la sostanza inquinante, particolarmente frammentata, immediatamente dopo la deposizione della stessa sulle spiagge e rive dei litorali.

Recupero manuale

Il recupero manuale è una metodologia inevitabile che viene sistematicamente posta in essere qualunque sia il grado e livello di inquinamento, il tipo di inquinante o la tipologia di sito interessato dallo sversamento, e nel caso in cui il recupero meccanico non sia praticabile.

Esso è spesso il principale, se non l'unico, mezzo utilizzato in caso di inquinamento su scala ridotta o frammentato, e rimane uno dei principali metodi utilizzati per gestire l'emergenza in seguito ad una fuoriuscita di rilevante entità.

Grazie alla sua precisione ed accuratezza, al basso impatto ed alla flessibilità di impiego ed implementazione, il recupero manuale è spesso preferibile alle operazioni di recupero meccanico in caso di grave inquinamento localizzato. Tuttavia, il rendimento rimane relativamente modesto, soprattutto nel caso di sostanze inquinanti di tipo leggero, frammentate o residuali.

Figura 1.16 - Operazioni di recupero manuale



Concentrazione e raccolta

Le operazioni di raccolta vengono effettuate mediante diversi strumenti.

Al fine di ridurre l'asportazione di sabbia, pale e altre attrezzature devono essere maneggiate tangenzialmente alla superficie del terreno. Per lo stesso motivo, l'uso di bracci di sollevamento e movimentazione è consigliato in presenza di detriti intaccati da sostanze inquinanti.

Nel caso di inquinamento di tipo frammentato, il materiale dovrebbe essere concentrato usando rastrelli, spazzoloni, etc. Gli strumenti necessari a volte possono essere modificati, a seconda dell'operazione specifica da porre in essere, per agevolare il lavoro.

I materiali contaminati sono riuniti in un punto di raccolta, consentendo un recupero successivo più selettivo.

Evacuazione

Se la spiaggia è accessibile a macchinari pesanti, la raccolta dei rifiuti recuperati può essere realizzata mediante mezzi meccanici pesanti (assicurandosi il più possibile che anche i sedimenti di piccola dimensione siano rimossi), macchinari leggeri come motocicli di tipo "quad" (che risultano essere molto funzionali), o manualmente.

I rifiuti vengono quindi imballati in sacchetti, bidoni o secchi e successivamente trasportati a mano.

Tecniche ulteriori

Lavaggio

La tecnica di lavaggio rimuove cumuli di inquinanti appena depositati o intrappolati nelle fessure ed interstizi di rocce e massi, per poi canalizzarli verso un punto di raccolta.

La pressione utilizzata (da 3 a 10 bar) deve essere regolata in base alla natura del sito e della sostanza inquinante, al fine di evitare di erodere la base di scogliere o ammassi rocciosi instabili e la parte interna di infrastrutture costituite da pietrisco o ghiaia. In alcuni casi, l'acqua in pressione può dar luogo ad emulsione della sostanza inquinante, rendendola più viscosa e meno mobile.

Il getto d'acqua deve essere diretto secondo un angolo obliquo o tangenzialmente e la zona deve essere completamente saturata con acqua, in modo tale da ridurre la penetrazione di inquinanti nelle profondità dei sedimenti.

L'attrezzatura utilizzata deve essere in grado di lavorare con acqua di mare, essere robusta e non troppo complessa dal punto di vista progettuale, così da poter essere facilmente trasportabile ed utilizzata in aree che richiedono frequenti spostamenti di apparecchiature.

Figura 1.17 - Tecnica di lavaggio



Inondazione

Nel caso di un inquinante fluido depositato su banchi di ghiaia, è consigliata la saturazione artificiale del banco di ghiaia mediante acqua, limitando la pressione esercitata sulla sostanza inquinante nel caso di operazioni di lavaggio, agevolando lo scarico conseguente.

Tale effetto è ottenuto attraverso la creazione di un flusso laminare, all'interno del banco di ghiaia, per mezzo di un grosso sistema provvisto di idranti o di un tubo forato, operante nella parte superiore del banco di ghiaia, alimentato con acqua da una pompa ad alta velocità e bassa pressione.

Figura 1.18 - Tecnica di inondazione



Surfwashing

La tecnica del “surfwashing” consiste nel rimuovere sedimenti inquinati fino alla zona su cui si infrangono le onde (frangente), mediante l’utilizzo di apparecchi per il carico-scarico, per esporre i sedimenti all’energia del moto ondoso, distruggendo i cumuli creatisi e separando, nel contempo, la frazione inquinata dai sedimenti stessi e ridistribuendo questi ultimi lungo il litorale.

In caso di forte inquinamento, va innanzitutto data la priorità ad operazioni di separazione: l'inquinante liberato dai sedimenti tende a depositarsi lungo il livello dell’alta marea, dove dovrebbe essere rimosso il più rapidamente possibile, nel modo più appropriato a seconda del sito e della natura della sostanza inquinante (recupero manuale, cattura con assorbenti, reti provviste di spazzoloni se il prodotto è viscoso).

Un cantiere per operazioni di “surfwashing” potrebbe sembrare di notevole impatto per via dei macchinari pesanti necessari e per via della confusione e disordine che caratterizza la spiaggia. Tuttavia, il disturbo per spiagge e litorali è solo temporaneo: il mare, alla fine, rimuove i sedimenti di nuovo al loro livello originale, ristabilendo l'equilibrio tra le caratteristiche dei sedimenti e le forze idrodinamiche del sito.

Inoltre, il mare pulisce naturalmente i sedimenti, attraverso l’agitazione e l'abrasione dei sedimenti stessi durante la loro redistribuzione verso la parte superiore del litorale. Per questo motivo, la tecnica del “surfwashing” è utilizzata anche per la fase 2 (disinquinamento e ripristino finale), per pulire gli ammassi rocciosi intaccati da idrocarburi o come alternativa ai vagli per sabbia, in presenza, ad es., di micro-ammassi di catrame.

Questa tecnica, che si basa su processi dinamici naturali, pone alcune problematiche di rischio geomorfologico, in caso di non corretta implementazione.

La tecnica di “surfwashing” dovrebbe infatti essere eseguita in condizioni di marea favorevole, sotto il controllo di esperti in geologia dei litorali, per definire la fattibilità della tecnica e dei metodi da attuare, caso per caso, a seconda delle caratteristiche sedimentarie del sito.

Figura 1.19 - Tecnica del “surfwashing”



Coltivazione

Questa tecnica, utilizzata principalmente per la fase 2, può anche essere implementata per la fase 1, in aggiunta alle operazioni di vagliatura per sabbia.

In questo caso, la tecnica è simile a quella di aratura. Nel caso di grandi chiazze sepolte sotto uno spesso strato (oltre 20 cm) di sabbia pulita, può essere impiegato un aratro per sabbia a bassa velocità per riportare la sostanza inquinante in superficie, senza frammentarla eccessivamente, dove sarà quindi accessibile ai vagli per sabbia.

Figura 1.20 - Tecnica di coltivazione



1.2.3 Disinquinamento e ripristino finale (fase 2)

Sebbene il mare, a volte, possa svolgere, con notevole efficienza, azione di pulizia, la messa in atto di interventi di disinquinamento e ripristino finale è il più delle volte giustificata, per ragioni ecologiche, economiche o estetiche.

Una volta che la maggior parte dell'inquinamento è stato rimosso e tutti i rischi di ulteriori arrivi di inquinanti eliminati, la seconda fase di disinquinamento e ripristino può avere inizio.

Il principio alla base delle operazioni di disinquinamento e ripristino finale è quello di sfruttare il più possibile i processi naturali, o la sostituzione di questi ultimi se si rivelassero inesistenti o inefficaci. È stata sviluppata una vasta gamma di tecniche, alcune delle quali anche a supporto delle operazioni iniziali di pulizia.

Queste tecniche non possono essere sistematicamente applicate in presenza di qualsiasi tipo di substrato, ma devono essere definite in base alle caratteristiche del sito, dell'inquinante, del tipo di sostanza in arrivo e dell'efficienza richiesta dall'intervento.

La sensibilità ecologica del sito e dei suoi dintorni deve ovviamente essere presa in considerazione nella scelta di una tecnica e nella determinazione del livello di risanamento ottenibile.

- Processi di auto-pulizia
- Tecniche di disinquinamento per substrati
 - Lavaggio
 - Rimozione di sedimenti
 - Cantieri botanici
 - Recupero effluenti
 - Uso di materiale assorbente

- Tecniche di disinquinamento per sedimenti
 - Vagli per sabbia
 - Drenaggio
 - Agitazione sotto-marina
 - Coltivazione
 - Surfwashing
 - Lavaggio rocce
- Tecniche di disinquinamento per rocce ed altre superfici dure
 - Lavaggio con acqua calda ad alta pressione
 - Agenti di lavaggio
 - Dismissione armatura argini
 - Siti con difficoltà di accesso

Processi di auto-pulizia

I principali processi meccanici e biochimici di auto-pulizia sono:

- pulizia mediante onde
- ri-modellazione di sedimenti mediante onde
- lavaggio
- attività di batteri indigeni e micro-organismi
- effetto distruttivo di raggi UV su film di idrocarburi

La maggior parte delle tecniche di ripristino ricordate si ispirano direttamente ai processi di depurazione naturale, le cui caratteristiche si riportano nel seguente prospetto, potendo essere, tuttavia, alcune di esse, ottimizzate mediante l'utilizzo di apposite tecnologie di intervento.

Tabella 1.1 – Processi di auto-pulizia

Agente naturale	Azione	Effetti	Tecniche di disinquinamento finale
Moto ondoso	- Pressione	- Distacco dalle superfici	- Annaffiamento a bassa pressione
Moto ondoso violento (rottura)	- Ri-modellazione di sedimenti	- Liberazione idrocarburi intrappolati - Separazione - Separazione idraulica	- Coltivazione sotto-marina - Agitazione sotto-marina - Surfwashing - Vagli per sabbia
Moto ondoso violento (rottura) + sedimenti	- Alta pressione - Abrasione/agitazione	- Scopertura - Polverizzazione	- Lavaggio ad alta pressione - Surfwashing
Massa d'acqua	- Flusso idrico - Lavaggio - Percolamento	- Saturazione - Movimentazione inquinanti - Rimozione inquinanti	- Inondazione - Lavaggio - Drenaggio
Particelle minerali fini	- Aggregati di oli minerali fini	- Aderenza + ritiro oli	- Surfwashing - Coltivazione sotto-marina + agitazione
Batterie ed organismi	- Biodegradazione	- Rottura catena idrocarburi	- Bio-rimedi
Aria, UV	- Alterazione	- Rottura catena idrocarburi	- Coltivazione fuori acqua

Tecniche di disinquinamento per substrati

Lavaggio (sabbia, pietrame, rocce, paludi)

Tubazioni a bassa pressione vengono utilizzate per rimuovere cumuli residui di inquinanti, per lavare e sciacquare rocce, massi e pietrame, o per convogliare effluenti verso un punto di raccolta.

Diversamente dalla tecnica di agitazione sotto-marina, la tecnica di lavaggio presenta ulteriori usi durante le operazioni di disinquinamento finale, quali ad es. la rimozione di sabbia ai piedi di ammassi rocciosi, perforazione “a spot” per la ricerca di inquinanti sepolti, etc.

Rimozione di sedimenti (sabbia, pietrame, rocce)

Come risultato dell'avanzamento del litorale, zone rocciose intaccate da idrocarburi e chiazze di inquinanti sono spesso sepolte sotto uno strato di sedimenti puliti.

Tale copertura di sedimenti puliti deve essere rimossa, portando a giorno la parte inquinata sepolta. Questa operazione viene effettuata, a seconda dei casi, manualmente, con acqua in pressione o meccanicamente.

Figura 1.21 - Rimozione temporanea di sedimenti



Cantieri botanici (sabbia, pietrame, rocce)

Sezioni di vegetazione, in dune o su rocce, possono essere inquinate in varia misura, comportando conseguentemente la decisione di intervenire su tali aree. In tal caso, queste operazioni dovrebbero essere oggetto di decisioni e di raccomandazioni specifiche, da parte di esperti botanici.

Esempi di tali cantieri, sotto la supervisione di ambientalisti, sono stati istituiti dopo il naufragio della petroliera Erika.

Il termine "cantiere botanico" comprende le operazioni, spesso caratterizzate da condizioni di estrema accuratezza ed elevato impiego di tempi di intervento, di raschiatura, spazzolatura, falciatura, vaglio manuale di sabbia, aspirazione e di raccolta.

L'obiettivo è quello di rimuovere la massima quantità di inquinanti, senza danneggiare la copertura vegetale o il terreno più di quanto siano stati già danneggiati.

Figura 1.22 - Cantieri botanici



Recupero effluenti (tutti i substrati)

Questa tecnologia è considerata di fondamentale importanza tra le metodologie di intervento in fase di disinquinamento e ripristino finale.

Il disinquinamento non consiste semplicemente nel trasferimento della sostanza inquinante dalla battaglia verso il mare; l'inquinante, che viene rimosso, non deve ripresentarsi, in forma fluida, presso siti limitrofi non interessati da sversamento o già sottoposti a trattamenti di disinquinamento. La tecnica di recupero degli effluenti, da operazioni di lavaggio o di pulizia, va sempre posta in essere, qualunque sia la metodologia, il substrato, la sostanza inquinante interessata. Il recupero vero e proprio è un cantiere all'interno del cantiere, che deve essere impiantato prima che le operazioni di disinquinamento comincino.

Il contenimento degli effluenti può essere perseguito mediante l'effetto della forza di gravità, di operazioni di drenaggio o mediante tubazioni, con uno o due punti di raccolta.

I sistemi utilizzati devono essere adatti alla disposizione del sito ed alla natura del substrato: naturale o scavato in trincee e bacini. È utile sfruttare il rilievo del terreno, individuando i flussi naturali ed i ricettori, utilizzandoli o, all'occorrenza, modificandoli artificialmente.

Su alcune tipologie di spiagge, può essere consigliabile l'utilizzo di un braccio ancorato al litorale. L'operazione di recupero può essere successivamente svolta mediante pompaggio, reti provviste di spazzoloni, assorbimento e/o filtrazione.

Figura 1.23 - Contenzione e recupero di effluenti sulla battigia



Figura 1.24 - Contenzione e recupero di effluenti sulla superficie dell'acqua



Uso di materiale assorbente (tutti i substrati)

L'uso di assorbenti in questa seconda fase (disinquinamento e ripristino finale), in sostanza, mira a facilitare il recupero di idrocarburi rimossi durante le operazioni di lavaggio.

Materiali assorbenti vengono impiegati sia per rivestire le trincee di scarico per acque reflue, sia per tappare i bracci di recupero adoperati in acqua.

Questo processo è più selettivo, per piccole quantità di sostanza sversata in gioco, rispetto alle operazioni di pompaggio.

Figura 1.25 - Protezione mediante assorbenti



Tecniche di disinquinamento per sedimenti

Vagli per sabbia (sabbia)

La vagliatura per sabbia, nell'ambito delle tecniche di disinquinamento e ripristino finale, è una operazione leggermente diversa da quella utilizzata per la fase 1 (intervento iniziale di pulizia), sebbene possano essere utilizzati gli stessi vagli, questi ultimi dotati di una maglia più fine.

Inoltre, sono frequentemente adoperati “mini-vagli per sabbia” (da 5 a 2 mm di maglia), che consentono una vagliatura ancora più fine. Tuttavia, si rileva molto spesso un abuso di questa tecnica, nel senso che limitazioni e raccomandazioni, per un utilizzo appropriato della tecnica di vagliatura, devono essere imposte da consulenti tecnici e svolte sotto la supervisione di esperti soccorritori.

Figura 1.26 - Attrezzatura per vagliatura



Drenaggio (sabbia)

In presenza di idrocarburi fluidi, acque con alto contenuto di oli possono infiltrarsi nel terreno. La tecnica del drenaggio può essere utilizzata per convogliare l'acqua verso un contenimento e successivo recupero. Tale metodo consiste nello scavare, sulla battigia, dei solchi obliqui, paralleli o radiali, mediante pale o aratri, canalizzandoli verso punti di raccolta finali (solco semplice, trincea trasversale, sistema di assi, bracci ancorati a terra o galleggianti sull'acqua).

Il prodotto sversato viene raccolto tramite scrematura, pompaggio o assorbimento, a seconda del volume di prodotto concentrato.

Questa tecnica è facile da implementare, ma può essere relativamente lenta, e può presentare l'inconveniente di dover essere ripetuta.

Tubazioni o getti d'acqua possono essere utilizzati sulla parte superiore della battigia per migliorare il processo, favorendo la circolazione di acqua e la liberazione di oli, in particolare nel caso di sedimenti grossolani.

Figura 1.27 - Tecnica del drenaggio



Agitazione sotto-marina (sabbia e pietrame)

Questa tecnica è stata elaborata per rimuovere sostanze inquinanti sepolte nei sedimenti.

Viene impiegata in un volume avente uno spessore di almeno 5 cm di acqua di mare e consiste nel dilavamento di sedimenti, tramite tubazioni, per liberare la sostanza inquinante, in modo tale da consentire il recupero della sostanza stessa dalla superficie marina, attraverso scrematura o assorbimento, a seconda dei casi.

Questa soluzione tecnologica è particolarmente adatta in caso di sostanze fluide. Può tuttavia essere adoperata, come durante l'evento della petroliera Erika, per interrompere la continuità, portandole in superficie, di chiazze sommerse di oli combustibili pesanti.

Una manichetta antincendio o, meglio ancora, una tubazione in PVC speciale (detta "impact hose"), è sufficiente per aree ristrette, in cui operino svariati soccorritori, in piedi, in acqua.

Sono previsti appositi adattamenti di tipo meccanico, per tale tecnica, all'occorrenza.

Figura 1.28 - Agitazione sotto-marina



Coltivazione (sabbia)

La tecnica della coltivazione viene realizzata in presenza di acqua e si prefigge lo stesso scopo della tecnica di agitazione sottomarina. Nel presente caso, però, un erpice agricolo o un aratro rotante possono essere impiegati per lavorare la sabbia. È possibile, inoltre, utilizzare una serie di tubazioni, simultaneamente, per la lavorazione del terreno.

La coltivazione del terreno può essere adoperata anche per ulteriori scopi, quali ad es. l'abbattimento naturale dei residui di idrocarburi, migliorando sia l'aerazione che l'esposizione ai raggi UV.

Questa tecnica può essere applicata sulle spiagge contaminate da una sostanza inquinante, di tipo leggero, che non si presenta sotto forma di accumuli separati e mobili, ma piuttosto come una sostanza omogenea, che rende la colorazione della sabbia più o meno marcata. Ove si ritenga opportuno, tale metodo può essere accoppiato con operazioni di "bio-risanamento".

Surfwashing (sabbia e pietrame)

Durante la fase di disinquinamento e ripristino finale (fase 2), questa tecnica, che prevede la movimentazione di sedimenti lungo la spiaggia, al fine di sottoporli ad un'azione di pulizia naturale ad opera del mare, è utilizzata per vari scopi:

- Pietrame:
 - qualunque sia il tipo di inquinante, prima di completare il lavaggio;
 - se leggermente intaccato da oli.
- Sabbia:
 - come alternativa ad operazioni di vagliatura (in caso di presenza di micro-accumuli di catrame o di olio combustibile pesante);
 - per accelerare la miscelazione di sabbia, in caso di contaminazione da parte di greggio leggero.

Nel primo caso, spesso non è necessario prevedere un sistema di recupero di sostanze inquinanti (manuale, reti provviste di sistemi a spazzoloni o di assorbimento).

Al contrario, nel secondo caso la sostanza inquinante è spesso allontanata dai sedimenti in forma di cumuli di varie dimensioni o di notevole lucentezza.

Tale tecnica presenta dei rischi geomorfologici, ogniqualvolta sia coinvolto un volume significativo di sedimenti, o sia interessato un sito in cui il banco di ghiaia giochi un ruolo importante, a livello locale, di difesa contro l'erosione, da parte del mare, della linea di costa.

In questo caso, l'implementazione di tale tecnologia richiede, necessariamente, una approvazione preventiva ad opera di un esperto di geomorfologia, nonché un monitoraggio regolare ed una rigorosa ricognizione finale prima della chiusura del cantiere.

Lavaggio rocce (rocce)

Diverse tecniche possono essere vagliate per le operazioni connesse al lavaggio di rocce, a seconda del volume che necessitano per il trattamento, l'accessibilità e le dimensioni del sito.

Il ricorso ad un agente di lavaggio non è sempre necessario, essendo tali prodotti costosi e risultando, in gran parte, di ostacolo al recupero di effluenti.

Le principali tecnologie disponibili in tale ambito sono di seguito esposte.

- Lavaggio mediante “gabbie”

Questa tecnica, sviluppata durante il disastro della petroliera Erika, è una versione migliorata del sistema di lavaggio di rocce in situ, mediante una macchina di lavaggio in pressione, montata in serbatoi di rete metallica o su una piattaforma sollevata, di metallo, perforata.

La "gabbia" è una struttura metallica leggera, composta da una base in metallo perforata, su cui vengono sottoposte a lavaggio le rocce, e da tre pareti laterali, coperte di membrana geotessile, per contenere le proiezioni di effluenti e di idrocarburi. Tutti gli effluenti passano, attraverso la base, in un contenitore installato di sotto della gabbia stessa.

Figura 1.29 - Lavaggio con “gabbie”



- Lavaggio mediante betoniera

Le rocce possono anche essere sottoposte a lavaggio attraverso una piccola betoniera installata sulla spiaggia, a monte di un sistema di recupero.

Il metodo presenta alcune varianti, che possono essere utilizzate a seconda della natura della sostanza inquinante:

- a secco, con possibilità di aggiungere sabbia come materiale abrasivo;
- con acqua, eventualmente miscelata preventivamente con solvente, seguita da risciacquo.

Figura 1.30 - Lavaggio con betoniera



- Lavaggio mediante betoniera a tamburo

Questo processo, operante al di fuori del sito interessato dallo sversamento, impiega una betoniera a tamburo, che consente livelli di lavaggio accettabili, mediante limitati mezzi materiali, umani e finanziari.

Tale tecnologia è stata testata in Gran Bretagna alcuni anni fa, nel Laboratorio di Warren Spring, e da allora è stata migliorata e ampiamente utilizzata nel corso di interventi di emergenza per sversamenti di idrocarburi, in particolare dietro raccomandazione del “Cedre”.

Le rocce vengono rimosse, lavate e riportate alla loro posizione originale, non appena l'operazione di lavaggio è completa. Tale cantiere di lavorazione non può essere improvvisato, bensì deve essere installato solo dopo aver valutato che la rimozione temporanea di rocce non danneggi l'equilibrio sedimentario dell'ecosistema locale, essendo ivi presente una zona adatta a tale scopo.

Come nel caso di lavaggio mediante betoniere, di tipo semplice, questo metodo di lavaggio presenta alcune varianti, tuttavia l'uso di agenti detergenti è quasi sistematico, imponendo maggiori vincoli. Le rocce contaminate sono sottoposte ad un movimento rotatorio, per alcuni minuti, con un agente detergente puro, poi con acqua che viene successivamente stabilizzata, scremata e riutilizzata. L'inquinante galleggiante viene rimosso, mediante uno sfioratore, ed immesso in un serbatoio specifico; le rocce vengono risciacquate in una vasca di rete metallica, adoperando un macchinario di lavaggio in pressione, di tipo termico.

Figura 1.31 - Lavaggio con betoniera a tamburo



- Lavaggio in specifici impianti

Uno specifico impianto di lavaggio per rocce e sabbia è stato sviluppato, dopo l'incidente della petroliera Tanio nei primi anni '80 del '900, da "Institut Français du Pétrole", "Laboratoire Central des Ponts et Chaussées" e "Cedre" (Francia).

Questo impianto funziona mediante acqua calda, in circuito chiuso, sottoponendo l'acqua stessa ed i prodotti del processo a riciclo. Questo tipo di tecnologia, di ragguardevoli dimensioni, necessita di vasti spazi di installazione.

Tale tipologia di impianto è stata utilizzata, fino ad oggi, solo una volta per un caso reale di sversamento in acqua (petroliera Amazzone, 1988, Baie d'Audierne, Briattany, Francia). È stato poi completamente dismesso e l'area restituita al sito di stoccaggio di Brest, come previsto dal piano "Polmar" della Prefettura.

Questo tipo di impianto garantisce un elevato tasso di lavaggio (da 15 a 20 m³/h), offrendo, nel contempo, le necessarie condizioni di sicurezza e comfort per un cantiere di lunga durata.

Figura 1.32 - Impianto di lavaggio



Tecniche di disinquinamento per rocce ed altre superfici dure

Lavaggio con acqua calda ad alta pressione

Le operazioni di disinquinamento finale di superfici dure possono essere effettuate mediante un macchinario di lavaggio in pressione, di tipo termico (da 20 a 150 bar, a temperatura da 0° a 90°). Anche se i valori visualizzati sul termometro e sul manometro sono indicativi di quelli effettivamente realizzati (a causa di una riduzione della pressione e della temperatura), l'effetto di tali macchine può essere sufficiente a danneggiare l'ambiente fisico e biologico (vegetazione bruciata o sterilizzazione di superfici, ad esempio).

Risulta, quindi, importante non solo stabilire le impostazioni ottimali per garantire un ragionevole compromesso tra efficienza ed impatto, ma anche provvedere alla pulizia solamente di ciò che è necessario, seguendo tutte le istruzioni specifiche fornite per i siti ecologicamente sensibili.

I macchinari di lavaggio in pressione, di tipo termico, utilizzati, dovrebbero essere in grado di funzionare con acqua di mare, essendo più economico ed ecologicamente compatibile tale utilizzo rispetto all'acqua dolce, evitando, nel contempo, l'implementazione di componenti logistici ingombranti, necessari per l'approvvigionamento di acqua dolce.

Tali macchinari di lavaggio devono essere di facile utilizzo e trasporto. Inoltre, in caso di urgenza, queste tipologie di apparecchiatura richiedono che le operazioni di manutenzione e riparazione siano effettuate in loco.

In caso di inquinamento su larga scala, è consigliabile concentrare i macchinari, piuttosto che dispiegarli, al fine di garantire migliori possibilità di manutenzione e riparazione, nonché azioni di pulizia più efficaci.

Questa tipologia di operazioni e tecniche di disinquinamento, deve essere preceduta dalla rimozione di ampi accumuli di sostanze inquinanti, nonché dall'implementazione di misure di protezione per superfici non contaminate e recupero degli effluenti.

Figura 1.33 - *Tecnica di lavaggio con acqua calda ad alta pressione*



Agenti di lavaggio

L'impiego di agenti di lavaggio è finalizzato all'ammorbidimento e conseguente rimozione di idrocarburi, in maniera facilitata, dalle rocce, e non esclude una prioritaria azione di raschiamento di spessi strati esterni, né il lavaggio in pressione mediante acqua calda.

L'esperienza di sversamenti di inquinanti, a seguito degli eventi delle petroliere Erika e Prestige, ha dimostrato che l'uso di tali agenti di lavaggio non è sempre necessario, anche nel caso di olio combustibile pesante stratificato. Tuttavia, è bene considerare i vantaggi derivanti dall'utilizzo di agenti lavaggio su altre tipologie di sostanze inquinanti.

Tra i prodotti di lavaggio, si distinguono due categorie:

- Solventi, o frazioni di petrolio a basso contenuto di componenti aromatici (<5%), che rimuovono gli idrocarburi dalle superfici, evitando di disperderli e consentendone il recupero.
- Agenti contenenti una fase solvente e una fase attiva di superficie: la fase attiva di superficie ha un effetto emulsionante, disperdendo l'idrocarburo rimosso e facilitando la penetrazione nel sedimento. A causa degli effetti nocivi della dispersione di oli su flora e fauna, l'utilizzo di prodotti contenenti agenti attivi di superficie dovrebbe avvenire in casi eccezionali, con pesanti limitazioni, o addirittura essere proibito, in presenza di risorse marine sensibili.

Qualunque sia il tipo di agente di lavaggio scelto, dovrebbe essere condotta, a cura di organismi accreditati, una serie di test di tossicità, biodegradabilità ed efficienza.

L'ente francese "Cedre", ad esempio, si occupa dell'aggiornamento di liste di prodotti utilizzabili su spiagge, coste e litorali. Inoltre, vanno effettuate prove controllate "in campo", per comprovare l'efficacia degli agenti selezionati sulla sostanza inquinante in questione.

L'utilizzo ottimale di tali prodotti consiste in una azione di spruzzo sulla superficie inquinata, da 15 a 30 minuti prima del lavaggio. Il dosaggio di solvente dovrebbe essere di circa 1 volume di prodotto per 3 volumi di sostanza inquinante.

Una disanima più dettagliata circa gli agenti di lavaggio, come per il resto degli agenti e prodotti da impiegare per interventi di emergenza in seguito allo sversamento di sostanze inquinanti in acque superficiali, verrà condotta nel prosieguo della trattazione, cui si rimanda per completezza.

Dismissione armatura argini

Le armature per argini, installazioni progettate per salvaguardare la costa dall'erosione, costituiscono vere e proprie trappole per idrocarburi.

Le difficoltà incontrate nel disinquinamento e pulizia, in tali casi, consistono nell'esigenza di uno smantellamento delle armature degli argini, almeno parziale, in quanto questo può essere l'unico modo per rimuovere le sostanze inquinanti intrappolate.

Siti con difficoltà di accesso

In caso di interventi di gestione emergenze in seguito a sversamenti in aree di difficile accesso, quali ad es. scogliere, falesie, dirupi, precipizi, etc., devono essere presi specifici accorgimenti e misure, in termini di attrezzature necessarie, ma anche di addestramento di personale.

La fornitura di mezzi umani e materiali, per interventi ai piedi di pareti scoscese e ripide, consiste, così come nel caso di liberazione di un torrente da rifiuti, nell'intervento di alpinisti professionisti altamente qualificati, che sono le uniche persone in grado di installare "in situ" impianti specialistici (linee teleferiche, funi di salvataggio e tutte le tipologie di attrezzature di sicurezza di cantiere).

2. RISPOSTA ALL'EMERGENZA IN CASO DI SVERSAMENTI IN ACQUE SUPERFICIALI: PRODOTTI IMPIEGATI

2.1 Prodotti impiegati in caso di intervento

L'intervento in caso di sversamento di sostanze pericolose per l'ambiente, ivi inclusi gli idrocarburi, spesso implica l'uso di prodotti e sostanze chimiche utili ad abbattere o recuperare la sostanza inquinante.

Si distinguono le seguenti tipologie principali di sostanze impiegabili a tale scopo, di cui si propone una breve disanima nel prosieguo:

- barriere di contenimento (bracci);
- materiali assorbenti;
- sostanze disperdenti;
- agenti formanti gel;
- agenti di lavaggio superficiali;
- agenti de-emulsionanti (per la separazione di emulsioni);
- agenti biologici.

Tali agenti vengono utilizzati in un ambienti naturali. Risulta quindi importante che siano sottoposti ad una serie di test e prove per assicurare che non creino conseguenze sull'ambiente. Queste procedure sono finalizzate all'approvazione (convalida o certificazione) di tali prodotti. In base ai risultati dei test, si stilano elenchi di prodotti raccomandati o autorizzati.

Le prove vengono effettuate in laboratorio secondo procedure di prova ben definite. Tali metodi sono rigorosi e precisi, tuttavia i risultati sono limitati alle condizioni sperimentali. Essi non annoverano tutte le reali condizioni di utilizzo in mare o in acqua dolce, non potendo prevedere le conseguenze in situazioni reali, né gli effetti complessivi sull'ecosistema. Tuttavia, le prove ed i test svolti consentono la scelta tra i migliori prodotti presenti.

Quale corollario della disanima presentata nel seguito, vengono proposte una serie di indicazioni, desunte dalla normativa italiana, concernenti i test e le prove finalizzati al riconoscimento di idoneità per alcuni di tali agenti e sostanze impiegati in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi.

2.2 Barriere di contenimento (bracci)

Tra le barriere di contenimento più diffuse si rammentano i bracci di contenimento, utilizzati per controllare la diffusione di idrocarburi (petrolio grezzo), così da ridurre la possibilità di inquinare coste ed altre risorse, concentrando il prodotto sversato in strati superficiali più spessi, rendendo più facile il recupero.

Inoltre, i bracci possono essere usati per deviare e canalizzare chiazze di petrolio lungo percorsi desiderati, rendendole più facili da rimuovere dalla superficie dell'acqua. Sebbene ci sia una grande varietà nella progettazione e costruzione di bracci di contenimento, sono tutti in genere caratterizzati dai seguenti quattro elementi fondamentali:

- un "bordo libero" al di sopra dell'acqua, per contenere l'idrocarburo e per evitare ondate e schizzi di sostanza sopra la parte superiore del braccio;
- un dispositivo di galleggiamento;
- una "falda di protezione" al di sotto dell'acqua, per contenere l'idrocarburo e contribuire a ridurre la quantità di sostanza infiltrata sotto il braccio;
- un "sostegno longitudinale", di solito una catena o un cavo, che corre lungo la parte inferiore della falda di protezione, che rafforza il braccio contro l'azione del vento e delle onde; il sostegno può anche servire come peso o zavorra per aumentare la stabilità e aiutare a mantenere dritto il braccio.

I bracci di contenimento possono essere suddivisi in varie tipologie di base.

-
- Bracci di recinzione: hanno un bordo libero alto ed un dispositivo di galleggiamento piatto, che li rendono poco efficaci in acque agitate, potendo l'azione delle onde e del vento causarne l'attorcigliamento.
 - Bracci circolari o "a cortina": hanno un dispositivo di galleggiamento circolare e una falda di tipo continuo. Sono utilizzati anche in acque agitate, ma sono più difficili da pulire e conservare rispetto ai bracci di recinzione.
 - Bracci non-rigidi o gonfiabili: si presentano in differenti forme. Sono facili da pulire e conservare, e presentano buone prestazioni in condizioni di mare agitato. Tuttavia tali dispositivi sono costosi, più complicati da usare, e si possono bucare e sgonfiare con facilità.

L'utilizzo di tutti i tipi di bracci di contenimento è fortemente influenzato dalle condizioni delle acque; più le onde si innalzano, meno efficaci diventano i bracci.

I bracci di contenimento possono essere fissati ad una struttura, come un molo o una boa, o trainati dietro o accanto a uno o più natanti.

Quando sono stazionari o ormeggiati, i bracci sono ancorati sotto la superficie dell'acqua. È necessario che i bracci stazionari siano monitorati e controllati a causa dei cambiamenti prodotti dalla instabilità delle maree, dalle correnti, dai venti, o da altri fattori che influenzano la profondità delle acque, la direzione e la forza dei movimenti. L'utilizzo di bracci richiede personale impegnato, in maniera continua, a monitorare e regolare l'attrezzatura.

Le forze esercitate dalle correnti, dalle onde e dal vento possono compromettere seriamente la capacità dei bracci di contenere gli sversamenti di idrocarburi. Le correnti possono dilavare gli idrocarburi al di sotto della falda del braccio. Vento e onde possono forzare gli idrocarburi sopra la parte superiore del bordo libero del braccio o addirittura appiattire il braccio in acqua, provocando la liberazione delle sostanze trattenute.

Problemi meccanici e ormeggi impropri possono infine comportare l'inutilizzo del braccio di contenimento.

La maggior parte dei bracci di contenimento si adatta bene ai mari calmi, con onde lunghe e regolari; tuttavia, mari mossi ed agitati possono comportarne l'inutilizzo.

In alcune circostanze, l'allungamento della falda o del bordo libero del braccio può aiutare a contenere la sostanza sversata. Tuttavia, avendo maggior resistenza alle forze naturali quali vento, onde e correnti, questi bracci di grandi dimensioni sono più soggetti a deterioramenti o rotture che non quelli più piccoli.

In generale, i bracci non operano correttamente quando le onde sono più alte di un metro o le correnti si muovono più velocemente di un nodo all'ora.

Quando si verifica una fuoriuscita di sostanze inquinanti e nessuna attrezzatura di contenimento è disponibile, si possono improvvisare delle barriere utilizzando qualsiasi materiale a portata di mano.

Sebbene siano più spesso utilizzati come misure temporanee per contenere o deviare idrocarburi verso apparecchiature più sofisticate, questi bracci di tipo improvvisato possono costituire un modo efficace per affrontare sversamenti di sostanze inquinanti, in particolare in corrispondenza di acque calme come nel caso di ruscelli, fiumi dal regime lento, o baie riparate e insenature.

Barriere improvvisate sono formate da materiali comuni, quali legno, tubi di plastica, tubazioni antincendio flessibili, pneumatici di automobili e bidoni vuoti.

2.3 Materiali assorbenti

La tecnica di utilizzo di materiale o miscele di materiali assorbenti insolubili si adopera per recuperare i liquidi inquinanti sversati attraverso il meccanismo di assorbimento e/o adsorbimento.

Assorbenti sono i materiali che raccolgono e conservano il liquido distribuito in tutta la struttura molecolare, causando il rigonfiamento del solido (50 per cento o più). L'assorbente deve essere almeno per il 70 per cento insolubile in eccesso di liquido.

Adsorbenti sono i materiali insolubili che sono rivestiti da un liquido sulla propria superficie, compresi pori e capillari, senza il rigonfiamento del solido di oltre il 50 per cento in eccesso di liquido.

Si distinguono due diverse categorie di materiali assorbenti, a seconda del tipo di sostanza su cui intervenire:

-
- Assorbenti idrofobi (idrorepellenti): usati per recuperare prodotti a-polari (es. idrocarburi). Questi assorbenti possono essere utilizzati a terra o in acqua.
 - Assorbenti per tutte le tipologie di liquidi inquinanti: usati per recuperare sia prodotti polari che a-polari (acqua, acidi, basi, idrocarburi, etc.). Questi assorbenti possono essere usati solo a terra.

I prodotti assorbenti, in funzione della tipologia di materiali di cui sono composti, possono essere suddivisi in tre categorie:

- Assorbenti naturali organici, di origine vegetale o animale: includono torba, paglia, fieno, fibre di cellulosa, sughero, segatura, pannocchie, residui della lavorazione dei vegetali, piume di uccello ed altri prodotti a base di carbonio facilmente reperibili. Essi possono assorbire tra 3 e 15 volte il loro peso in olio, ma il loro utilizzo presenta degli svantaggi. Alcuni assorbenti organici tendono ad assorbire acqua e olio, e conseguentemente ad affondare. Molti assorbenti organici sono costituiti da particelle staccate come la segatura, difficili da raccogliere dopo la diffusione in acqua. Questi problemi possono essere compensati con l'aggiunta di dispositivi di galleggiamento, come fusti vuoti assicurati a balle di fieno assorbenti, per superare il problema dell'affondamento, avvolgendo le particelle staccate in reti per coadiuvare la raccolta.
- Assorbenti naturali inorganici, di origine minerale: includono argilla, perlite, vermiculite, zeolite, lana di vetro, sabbia, polvere o cenere vulcanica. Essi possono assorbire 4-20 volte il loro peso in olio. Gli assorbenti inorganici, come quelli organici, sono poco costosi e facilmente reperibili in grandi quantità. Queste tipologie di assorbenti non vengono utilizzate sulla superficie dell'acqua.
- Assorbenti sintetici: materiali artificiali simili alle plastiche, come il poliuretano, polietilene, polipropilene e poliestere, progettati per assorbire i liquidi sulle proprie superfici. Altri assorbenti sintetici sono i polimeri reticolati e le gomme, che assorbono i liquidi nella propria struttura solida, causando un rigonfiamento del materiale assorbente. La maggior parte dei materiali assorbenti sintetici è in grado di assorbire fino a 70 volte il proprio peso in olio.

I materiali esclusivamente oleo-assorbenti bloccano e recuperano il greggio o alcuni altri inquinanti: in caso di incidente, rappresentano una tecnica efficace, comunemente utilizzata, in caso di piccoli sversamenti, a terra, in acque calme (baie o porti) o per le operazioni di disinquinamento di sito (argini o sponde). Le sostanze assorbenti sono più spesso impiegate per rimuovere tracce finali di idrocarburi, o in aree che non possono essere raggiunte da dispositivi di tipo "skimmer".

Assorbenti di facile reperimento (organici, quali paglia o segatura), possono essere utilizzati come misura temporanea.

Sull'acqua, materiali esclusivamente oleo-assorbenti, di tipo galleggiante (bassa densità), vanno utilizzati, in presenza di acqua e greggio, per bloccare quest'ultimo (proprietà oleo-fila) piuttosto che l'acqua (proprietà idrofoba).

Questi prodotti presentano caratteristiche sia di adsorbimento (sulla superficie del prodotto) che di assorbimento (nel prodotto stesso).

I materiali assorbenti utilizzati per raccogliere sostanze inquinanti devono essere smaltiti in conformità alle normative vigenti. Le sostanze rimosse dal materiale assorbente vanno correttamente smaltite o riciclate.

Materiali assorbenti ad altissima densità (maggiore della densità dell'acqua), che potrebbero comportare l'affondamento dell'inquinante, dovrebbero essere evitati in caso di interventi in acque interne o in mare.

La scelta dei prodotti assorbenti adatti in occasione di interventi per sversamenti di sostanze inquinanti, con particolare riferimento al caso degli idrocarburi, dipende dalle caratteristiche degli assorbenti e dell'idrocarburo interessato:

- Tasso di assorbimento: l'assorbimento di idrocarburi è più veloce in caso di prodotti leggeri. Una volta assorbito, il prodotto non può essere rilasciato. Efficace con gli idrocarburi leggeri (ad es. benzina, benzene).
- Tasso di adsorbimento: gli oli più spessi aderiscono alla superficie adsorbente in modo più efficace.
- Ritenzione d'olio: il peso di prodotto recuperato può portare una struttura assorbente ad incurvarsi e deformarsi, e, una volta sollevato fuori dall'acqua, il materiale assorbente può rilasciare l'olio intrappolato nei pori. Idrocarburi meno viscosi, più leggeri, si disperdono attraverso i pori più facilmente degli idrocarburi pesanti, più viscosi, che, durante il recupero di materiali adsorbenti, causano contaminazioni secondarie.

- **Facilità di applicazione:** materiali assorbenti possono essere utilizzati, in caso di sversamenti, manualmente o meccanicamente, con ventilatori o soffianti. Molti assorbenti naturali organici, sotto forma di materiali sciolti, come l'argilla e la vermiculite, sono polverosi, difficili da applicare in presenza di vento, e potenzialmente pericolosi se inalati.

I prodotti assorbenti, sul mercato, sono disponibili:

- alla rinfusa (polvere, fibre, trucioli, polveri sottili, etc.);
- in specifiche forme (materassini, piastre, cilindri, bracci, etc.).

2.3.1 Assorbenti alla rinfusa

Questi prodotti non possiedono particolare forma propria e sono costituiti da particelle senza alcun legame tra di esse. Molti di questi prodotti sono disponibili sul mercato. Possono essere polveri o fibre corte, di origine minerale (sostanze trattate: perlite espansa, vermiculite, etc.), di origine vegetale (sostanze non trattate: segatura, torba, etc.) o sintetica (polimeri: poliuretano, polipropilene, polistirolo, resina epossidica, etc.).

In pratica, il volume di assorbente necessario è almeno il doppio del volume di inquinante da recuperare. I materiali assorbenti alla rinfusa galleggianti possono quindi essere utilizzati solo per recuperare piccole quantità di idrocarburi, soprattutto se si considerano i costi implicati e le difficoltà tecniche e logistiche legati alle proprietà dei prodotti ed al loro impiego. Inoltre, lo spargimento di questi prodotti rende difficoltoso il recupero.

I materiali assorbenti alla rinfusa possono essere sparsi in diversi modi:

- manualmente (diffusione irregolare e applicabile solo in caso di piccole quantità di inquinanti);
- utilizzando un idro-eiettore (ad es. tubazione flessibile per schiuma);
- utilizzando un eiettore ad aria.

Qualunque sia il metodo scelto, tutto il personale deve essere protetto (maschere, occhiali), a causa degli effetti del vento sull'assorbente e della possibilità di irritazioni causate dal prodotto.

Dopo la diffusione dell'assorbente sulla sostanza sversata, si formano degli agglomerati, che possono essere più o meno consistenti a seconda del tipo di prodotto, del tipo di idrocarburo interessato e dello stato del mare. Per il recupero mediante reti, le maglie di queste ultime devono essere inferiori alla dimensione media delle particelle del prodotto assorbente.

Materiali assorbenti possono essere utilizzati anche su idrocarburi viscosi. Tuttavia, il tempo di assorbimento dipende dalla viscosità. Nel caso di inquinanti ad alta densità, il contatto tra il grezzo e l'assorbente è difficile da ottenere, a causa della presenza di una pellicola di acqua sulla superficie della chiazza di petrolio.

Figura 2.1

Diffusione assorbenti mediante tubazione flessibile



Diffusione assorbenti mediante eiettore ad aria



2.3.2 Assorbenti dotati di forme specifiche

Sono disponibili assorbenti dotati di forme specifiche, più facili da utilizzare rispetto agli assorbenti alla rinfusa. Tuttavia, questi prodotti sono cari e quindi non possono essere impiegati su larga scala.

Possono essere utilizzati in presenza di piccole quantità di inquinanti o per il completamento delle operazioni di pulizia dopo aver recuperato il prodotto petrolifero con altri mezzi.

Fogli o tamponi

I tamponi assorbenti sono flessibili e sottili (3 cm o meno), e la lunghezza e la larghezza, anche se inferiori ad un metro, sono di gran lunga superiori allo spessore (rapporto di almeno 10:1 tra la larghezza e lo spessore, e tra la lunghezza e lo spessore). Essi sono sufficientemente resistenti da poter essere facilmente manipolati.

Figura 2.2 - Tamponi assorbenti



Rotoli

I rotoli assorbenti possono raggiungere diverse decine di metri di lunghezza. Essi sono spesso realizzati in tessuto non tessuto (tipo feltro). Sono facili da usare soprattutto in caso di recupero manuale. Questi prodotti hanno un potenziale di impregnazione notevolmente superiore ad altri assorbenti, quali ad es. bracci e cuscini, per idrocarburi a bassa densità, grazie alla elevata superficie esterna, che consente ampi contatti con la sostanza inquinante. Tuttavia, essi non sono adatti agli inquinanti viscosi, che non vengono facilmente impregnati.

Alcuni produttori suggeriscono di adoperare più fogli e rotoli in uno stesso filare, strizzandoli successivamente ad ogni utilizzo al fine di estrarre le sostanze inquinanti intrappolate. In pratica, spesso è più conveniente orientare l'impiego di tali prodotti verso il monouso (prodotti usa e getta). Essi possono essere utilizzati su piccole quantità di inquinanti, più o meno contenute, o, nel caso di rotoli, per recuperare una perdita costante in caso di correnti deboli (meno di 0,20 m/s).

Cuscini

I cuscini assorbenti sono flessibili e il materiale assorbente è contenuto in un involucro permeabile, abbastanza resistente per essere manipolato. La lunghezza di questo involucro è di gran lunga superiore alle altre dimensioni, in genere meno di un metro.

Bracci

I bracci assorbenti sono flessibili e il materiale assorbente è contenuto in un involucro permeabile, abbastanza resistente per essere manipolato. La lunghezza di questo involucro è di gran lunga superiore alle altre dimensioni (con un rapporto di almeno 20:1 tra la lunghezza e il diametro) ed è maggiore di un metro. Le parti del braccio devono essere progettate per essere unite e coperte.

Nonostante siano definiti "bracci", essi sono generalmente inefficienti in termini di contenimento. A causa del ridotto pescaggio (mancanza di una falda di protezione), non sono in grado di contenere efficacemente una chiazza di petrolio, eccetto in caso di buone condizioni delle acque (nessuna corrente e ridotta azione delle onde).

Per migliorare le prestazioni di contenimento, alcuni produttori dotano i bracci assorbenti di zavorra (aumento di pescaggio) e/o di falde di protezione.

I bracci dovrebbero pertanto essere considerati più come grandi spugne in grado di assorbire inquinanti, molto più facili da utilizzare rispetto agli assorbenti alla rinfusa. Essi sono tuttavia più costosi e, se l'inquinante è molto fluido, è spesso difficile da saturare completamente.

Il loro impiego è quindi più adatto a sversamenti limitati in porti o aree protette, per il contenimento e recupero di chiazze di petrolio mediante bracci di tipo ordinario, o a valle di un sito di recupero per intrappolare eventuali potenziali perdite di sostanze inquinanti.

Figura 2.3 - Utilizzo di bracci assorbenti



Spazzoloni

Questi tipi di assorbenti sono realizzati con materiali flessibili, filiformi, con formazione di ampie strutture aperte in grado di intrappolare liquidi viscosi. Sono utilizzati, manualmente, principalmente su inquinanti densi, su superfici o in fessure.

Con questi assorbenti l'inquinante non è assorbito dalle fibre, ma piuttosto incastrato tra le fibre, il che spiega il motivo per cui sono più adatti in caso di sversamento di idrocarburi pesanti.

2.3.3 Indicazioni normative per i prodotti assorbenti

Ai sensi del D. Dirett. 31 marzo 2009 emanato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare "Impiegabilità in mare di prodotti composti da materiali inerti di origine naturale o sintetica, ad azione assorbente, per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi", i materiali ad azione assorbente di origine vegetale o animale o minerale o sintetica, in considerazione della loro intrinseca innocuità nei confronti dell'ambiente marino, sono direttamente impiegabili in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi, solo qualora siano rispettate le seguenti condizioni:

- il materiale che compone il prodotto deve risultare inerte dal punto di vista chimico e biologico anche a seguito di eventuali trattamenti;
- il prodotto non deve contenere altre sostanze chimiche additive rispetto ai materiali di cui è composto, fatta eccezione per l'involucro esterno che deve, esso stesso, essere del tutto inerte;
- il prodotto non deve svolgere azione affondante nei confronti degli idrocarburi petroliferi;
- il materiale che compone il prodotto non deve essere utilizzabile in forma libera ma deve essere contenuto in un involucro esterno.

Ai sensi del D. Dirett. 23 dicembre 2002 emanato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare "Definizione delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti disperdenti ed assorbenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi", i test e le prove individuati per i materiali assorbenti sono:

- Determinazione dell'efficacia assorbente e della stabilità dell'azione assorbente. Sono riportati i saggi tesi a determinare l'idoneità del prodotto in termini di efficacia assorbente (capacità di assorbimento di solidi di tipo galleggiante nei confronti di petrolio stratificato su acqua di mare sintetica) e di reversibilità del processo di assorbimento stesso. Quest'ultimo saggio può interpretarsi come una determinazione della stabilità dell'azione assorbente.
- Determinazione della tossicità del prodotto assorbente. Il test verifica che non vengano rilasciate nell'acqua di mare, dal prodotto assorbente, composti in grado di esercitare un'azione tossica su organismi marini (crostacei).

Lo stesso D. Dirett. 23 dicembre 2002 fornisce infine un quadro riassuntivo dei requisiti tecnici richiesti per il prodotto assorbente:

1. Il prodotto non deve essere infiammabile;
2. L'efficacia del prodotto deve garantire una rimozione del petrolio assorbito sulle particelle di almeno il 60%;
3. La stabilità dell'azione assorbente deve garantire valori di assorbimento diminuiti al massimo del 20% rispetto al valore risultante dall'esecuzione del test di efficacia per solo assorbimento.
4. Il prodotto non deve mostrare effetti di tossicità diversi rispetto a quelli riscontrati nel controllo.

2.4 Sostanze disperdenti

Gli agenti disperdenti sono sostanze chimiche, contenenti tensioattivi e/o composti di solventi, che scindono in goccioline di piccole dimensioni i prodotti petroliferi, stimolando ed accelerando la degradazione di questi ultimi da parte dell'ambiente naturale. In uno sversamento di idrocarburi, queste goccioline si disperdono nella colonna d'acqua (da pochi metri a poche decine di metri di profondità), dove vengono interessate da processi di agitazione naturali, quali le onde e le correnti, che favoriscono ulteriormente la scissione. Tali processi facilitano la dissociazione/diffusione del greggio sulla superficie dell'acqua, impedendo il raggiungimento del litorale da parte della chiazza inquinante.

Il fine dell'utilizzo di disperdenti è duplice: in primo luogo, la dispersione di chiazze superficiali di inquinanti nella massa d'acqua comporta una ridotta azione di trascinamento ad opera del vento, di particolare importanza in presenza di siti ecologicamente sensibili; in secondo luogo, la frammentazione della chiazza di prodotti petroliferi in una moltitudine di goccioline facilita la degradazione delle sostanze inquinanti da parte dei batteri naturalmente presenti in acqua.

Gli agenti disperdenti sono relativamente inefficienti sugli idrocarburi più pesanti (viscosi). Le sostanze disperdenti non vanno utilizzate, ad esempio, per le fuoriuscite di gasolio. I disperdenti sono più efficaci se applicati subito dopo lo sversamento, prima che le componenti più leggere dell'idrocarburo siano evaporate, di solito durante le prime ore, o al massimo i primi giorni. Gli agenti vengono generalmente applicati mediante spruzzo/nebulizzazione diretta su chiazze di inquinanti sversati.

2.4.1 Problematiche di utilizzo delle sostanze disperdenti

I fattori ambientali, tra cui la salinità dell'acqua e la temperatura, e le condizioni delle acque influenzano l'efficacia dei disperdenti. Studi hanno dimostrato che la maggior parte delle sostanze disperdenti agiscono meglio in caso di salinità simile a quella della normale acqua di mare. L'efficacia dei disperdenti dipende anche dalla temperatura dell'acqua. Sebbene tali sostanze possano lavorare in acque fredde, la loro efficacia aumenta in acque calde.

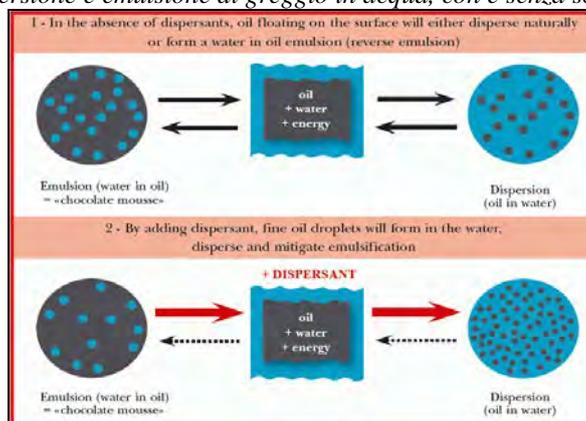
Alcuni paesi si affidano quasi esclusivamente agli agenti disperdenti per affrontare gli sversamenti di prodotti petroliferi, a causa delle condizioni marine spesso agitate o instabili, che rendono le operazioni di contenimento meccanico e pulizia di difficile attuazione. Tuttavia, la possibilità di impiego di sostanze disperdenti deve essere adeguatamente ponderata, a causa dei possibili effetti a lungo termine sull'ambiente, delle difficoltà insite in una tempestiva ed efficace applicazione, del disaccordo tra scienziati e dati di ricerca sugli effetti ambientali, della reale efficacia, delle preoccupazioni per la tossicità delle sostanze stesse.

L'impiego di agenti disperdenti può causare il deposito del prodotto petrolifero sul fondo del mare con conseguente formazione di uno strato nocivo per l'ecosistema. La dispersione dei prodotti petroliferi porta, di conseguenza, ad un locale, temporaneo aumento della tossicità, fino a quando il prodotto disperso viene diluito in un volume maggiore, rendendolo innocuo. Questo effetto implica una certa limitazione, in termini di utilizzo dei disperdenti, in prossimità del litorale e nelle zone ecologicamente sensibili e/o quando il potenziale di diluizione degli agenti è basso.

Sono attualmente implementate nuove tecnologie per il miglioramento dell'applicazione di agenti disperdenti. L'efficacia di tali sostanze viene testata in laboratorio e in situazioni di sversamenti reali,

tendenti ad accertare, tra gli altri, la tossicità e la biodegradabilità degli stessi disperdenti; le informazioni raccolte vengono utilizzate per sottoporre tali agenti a specifiche procedure di approvazione, introdotte da alcuni stati, onde poter inoltre migliorare le condizioni di impiego dei disperdenti. Le sostanze oggi utilizzate sono meno tossiche di quelle utilizzate in passato, ma gli effetti cumulativi a lungo termine di queste ultime sono ancora sconosciuti.

Figura 2.4 - Dispersione e emulsione di greggio in acqua, con e senza sostanza disperdente



2.4.2 Pianificazione nell'impiego delle sostanze disperdenti

L'uso di un disperdente deve essere previsto al momento della redazione dei piani di emergenza.

In un piano di emergenza vengono descritti:

- i mezzi previsti per lo spruzzo/nebulizzazione (da natante o aeromobile - aereo o elicottero),
- la distribuzione adeguata delle scorte,
- la distinzione delle aree in cui la dispersione possa attuarsi senza pericolo (libero utilizzo), da quelle in cui l'utilizzo è limitato, o addirittura proibito.

2.4.3 Categorie di sostanze disperdenti

Si distinguono due categorie di agenti disperdenti:

- Disperdenti di tipo convenzionale (seconda generazione): sono i prodotti più vecchi, a basso contenuto di agenti tensio-attivi in solventi derivati dal petrolio, non miscibili con l'acqua. Vengono impiegati puri (non pre-diluti). Attualmente sono utilizzati molto di rado. Essi sono stati progressivamente sostituiti dai disperdenti di tipo concentrato.
- Disperdenti di tipo concentrato (terza generazione): sono prodotti più recenti, con un più alto contenuto di agenti tensio-attivi in solventi, miscibili con l'acqua. Possono essere applicati puri o pre-diluendoli in acqua di mare, data l'alta solubilità. È comunque preferibile utilizzare tali sostanze in maniera pura, in quanto sono più efficienti, in particolare nel caso di idrocarburi più viscosi, o in caso di difficoltà di dispersione della sostanza inquinante.

Inoltre, si distinguono agenti disperdenti marini da quelli di acqua dolce. L'efficacia di questi ultimi, in particolare, è profondamente condizionata dalla salinità dell'acqua, come già accennato. Anche i migliori disperdenti per acque marine, infatti, possono dare risultati non soddisfacenti in caso di acque dolci. Al riguardo, va presa in considerazione la sensibilità degli organismi d'acqua dolce, ragione per cui, l'utilizzo di un disperdente in acqua dolce dovrebbe essere autorizzato a seguito di una valutazione da parte di un coordinatore "in situ", al fine di proteggere la salute dell'ecosistema.

Figura 2.5 - Esempi di campioni di disperdenti



2.4.4 Indicazioni normative per i prodotti disperdenti

Ai sensi del D. Dirett. 23 dicembre 2002 emanato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare "Definizione delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti disperdenti ed assorbenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi", i test e le prove individuati per i materiali disperdenti sono:

- Determinazione dell'efficacia e stabilità. L'efficacia del disperdente viene determinata in termini di olio sospeso ed emulsionato dopo l'aggiunta del prodotto in esame in condizioni standardizzate di agitazione e in termini di stabilità dell'emulsione, determinata quest'ultima sia in condizioni standard di agitazione che in condizioni di calma.
- Determinazione della tossicità acuta e cronica. La tossicità dei disperdenti deve essere valutata attraverso la determinazione degli effetti di tali prodotti su specie ed organismi marini a breve termine (test di tossicità acuta su alghe, crostacei e pesci) e medio termine (test di tossicità cronica su crostacei e pesci).
- Determinazione della biodegradabilità.
- Determinazione del bioaccumulo.

Lo stesso D. Dirett. 23 dicembre 2002 fornisce infine un quadro riassuntivo dei requisiti tecnici richiesti per il prodotto disperdente:

1. Il punto di infiammabilità deve essere superiore a 55 °C;
2. La viscosità cinematica, misurata a 20 °C, deve essere inferiore o uguale a 400 cSt;
3. Il punto di intorbidimento deve essere inferiore o uguale a -10 °C;
4. L'efficacia del prodotto deve essere tale da emulsionare almeno il 60% del petrolio disperso;
5. La stabilità dell'emulsione deve essere tale da assicurare, in stato di agitazione e di calma, adeguate condizioni di rimozione (scostamenti percentuali rispetto ai valori di efficacia nell'ordine del 10%);
6. La tossicità acuta nelle specie marine deve manifestarsi a concentrazione di prodotto maggiore di 1 mg/L;
7. La tossicità cronica nelle specie marine deve manifestarsi a concentrazione di prodotto maggiore di 0,1 mg/L;
8. Alla biodegradabilità deve corrispondere una rimozione di DOC (Dissolved Organic Carbon) $\geq 70\%$ al termine di 28 giorni (prodotto facilmente biodegradabile).
9. In riferimento al bioaccumulo, il log Pow di tutti i componenti organici del prodotto deve essere inferiore o uguale a 3 (Pow rappresenta il coefficiente di ripartizione ottenuto dividendo la concentrazione della sostanza nel n-ottanolo per la concentrazione nell'acqua).

2.5 Agenti formanti gel

Gli agenti formanti gel, noti anche come solidificanti, ammassanti, filmanti, sono sostanze chimiche che reagiscono con i prodotti petroliferi sversati per formare solidi della consistenza della gomma. In caso di piccoli sversamenti, queste sostanze chimiche possono essere applicate a mano e lasciate a mescolarsi in maniera autonoma. Per il trattamento di ampi sversamenti, le sostanze chimiche vengono applicate sul prodotto sversato, poi mescolate mediante getti di acqua ad alta pressione. La sostanza inquinante, sotto forma di gel, viene quindi rimossa dall'acqua mediante reti, impianti di aspirazione o "skimmer", e viene talvolta riutilizzata dopo essere stata trattata mescolandola con olio combustibile.

Gli agenti formanti gel possono essere utilizzati in caso di acque leggermente agitate, in quanto l'energia di miscelazione fornita dalle onde aumenta il contatto tra le sostanze chimiche e l'idrocarburo, con conseguente maggiore azione di solidificazione.

Lo svantaggio principale nell'impiego di tali agenti è connesso alle grandi quantità di materiale da applicare, fino a tre volte il volume dello sversamento. Per sversamenti di petrolio nell'ordine dei milioni di litri, non è conveniente immagazzinare, movimentare ed applicare tali grandi quantitativi di agenti formanti gel.

2.6 Agenti di lavaggio superfici

Si tratta di prodotti liquidi usati per pulire rocce e altre superfici intaccate in seguito a sversamenti di prodotti petroliferi in corrispondenza dei litorali.

Prodotti non emulsionanti facilitano il desorbimento della sostanza inquinante dalle rocce, favorendo così il recupero a valle.

Anche i prodotti emulsionanti facilitano il desorbimento della sostanza inquinante dalle rocce, consentendo, inoltre, la dispersione della sostanza inquinante nell'ambiente naturale.

I metodi di prova per gli agenti di lavaggio superfici sono stati standardizzati, permettendo una classificazione dei prodotti in base a:

- metodi di misurazione del potere emulsionante;
- metodi per la valutazione dell'efficienza (potere pulente);
- metodi per la valutazione della tossicità;
- metodi per la valutazione della biodegradabilità (in caso di prodotti emulsionanti).

2.7 Agenti de-emulsionanti (per la separazione di emulsioni)

Gli agenti de-emulsionanti sono liquidi che scindono le emulsioni oleose in acqua, recuperate presso la battigia o in mare.

I prodotti petroliferi, con alta concentrazione di composti polari, sottoposti ad agitazione in presenza di acqua (azione naturale delle onde, passaggio attraverso dispositivi di pompaggio-skimmer, etc.), sviluppano una emulsione inversa consistente in un inserimento di gocce d'acqua nella fase oleosa. Queste emulsioni possono contenere fino all'80% di acqua e sono appiccicose, di massa viscosa, di colore marrone tendente allo scuro, il che spiega il motivo per cui sono spesso conosciute come "mousse al cioccolato".

La formazione di emulsioni inverse, con l'evaporazione delle frazioni più leggere, influenza fortemente la viscosità dei prodotti inquinanti petroliferi, soprattutto in caso di acque agitate. La viscosità del petrolio greggio, nel caso ad es. del disastro Amoco Cadiz, è aumentata di 200 vv. a causa della formazione di un'emulsione contenente il 75% di acqua. L'effetto emulsionante accresce significativamente il volume di inquinamento e ciò complica le operazioni di intervento. L'aggregazione del 75% di acqua nel grezzo nel caso del disastro Amoco Cadiz ha comportato l'aumento di 4 vv. del volume di inquinamento interessato.

Il trattamento dell'emulsioni inverse con una apparecchiatura per la separazione di emulsioni, permette di scindere l'olio dall'acqua e i detriti intrappolati nell'emulsione stessa, rendendo le operazioni di pompaggio e il successivo trasferimento della sostanza inquinante molto più semplici. Dopo la decantazione, il volume di prodotto petrolifero da eliminare può essere significativamente ridotto e l'acqua decantata venire rilasciata in ambiente.

Attualmente, esiste un unico test di efficienza per tali prodotti de-emulsionanti, ancora in fase di sperimentazione. In tale test si misura il tempo di assestamento (decantazione) di una emulsione tipica. Sono inoltre disponibili alcuni risultati di test di tossicità per l'acqua decantata (post trattamento).

2.8 Agenti biologici

Gli agenti biologici sono sostanze chimiche o organismi che favoriscono o accelerano la biodegradazione naturale del prodotto petrolifero sversato, e sono utilizzati a terra per contribuire a ripristinare siti inquinati o per il trattamento di rifiuti inquinati.

La biodegradazione è un processo attraverso il quale i microrganismi come batteri, funghi e lieviti scindono i composti complessi in prodotti più semplici per ottenere energia e sostanze nutritive. La biodegradazione dei prodotti petroliferi è un lento processo naturale che rimuove l'olio dall'ambiente acquatico, mediante la trasformazione, operata sulla catena dell'idrocarburo, ad opera di microrganismi. Nel corso del tempo, gli idrocarburi possono essere suddivisi in composti più leggeri fino al punto di completa conversione in gas carbonico e acqua. Questo processo, noto come mineralizzazione, è il processo di purificazione ideale, mediante il quale tutto il carbonio organico si trasforma in carbonio minerale.

Tuttavia, parte del carbonio viene utilizzato dai microrganismi per moltiplicarsi e formare biomassa, con richiesta di azoto e fosforo. In termini di massima, la biodegradazione completa di 1 kg di greggio consuma 2,6 kg di ossigeno e 70 g di azoto per produrre 1,6 kg di gas carbonico, 1 kg di acqua e 1 kg di biomassa.

La capacità di purificazione, operata dai micro-organismi, è limitata da una serie di fattori:

- Natura degli idrocarburi. Paraffine a catena lineare e composti aromatici leggeri sono facilmente scindibili, mentre idrocarburi a catena ramificata, composti poli-aromatici pesanti, resine e asfalteni sono molto più difficili da scindere.
- Disponibilità di nutrienti. La completa degradazione di 1 kg di idrocarburi consuma l'ossigeno disciolto in 300 m³ di acqua e l'azoto ottenuto da nitrati contenuti in 1000 m³ di acqua, con riferimento alla concentrazione media di acqua di mare.

La biodegradazione degli idrocarburi è quindi un processo lento, che va da diverse settimane a diversi mesi o anche anni nelle condizioni più sfavorevoli (piccole quantità di sedimenti ossigenati), e rimane spesso incompleta, in particolare nel caso di interventi su oli pesanti. Tuttavia, è necessaria la rapida eliminazione, di sostanze sversate, dalle coste e dalle zone umide, al fine di minimizzare i potenziali danni ambientali a questi habitat sensibili.

2.8.1 Tecniche di bio-risanamento

Le tecniche di bio-risanamento possono cooperare con i processi di biodegradazione rendendoli più rapidi. Il bio-risanamento si riferisce all'atto di aggiungere materiali all'ambiente, come fertilizzanti o microrganismi, con conseguente aumento della velocità con cui si verifica la biodegradazione naturale. Tra le tecnologie di biorisanamento attualmente in uso per interventi in seguito a sversamenti di prodotti petroliferi, si rammentano la bio-stimolazione e il bio-aumento.

I trattamenti di bio-stimolazione (arricchimento di nutrienti) consistono nella riduzione o eliminazione dei fattori ambientali che limitano l'azione batterica, mediante l'aggiunta di nutrienti, come fosforo e azoto, in un ambiente contaminato per stimolare la crescita dei microrganismi in grado di operare la biodegradazione.

Disponibilità limitate di tali nutrienti in natura, di solito, regolano la crescita delle popolazioni di microrganismi autoctoni; per questo, tali nutrienti possono essere aggiunti mediante fertilizzanti, che stimolano la rapida crescita della popolazione di microrganismi autoctoni, aumentando potenzialmente la velocità di biodegradazione. Nel contempo, può essere eliminata la carenza di ossigeno e può essere migliorata la biodisponibilità della sostanza inquinante (ad es. con l'aggiunta di tensioattivi).

I trattamenti di bio-aumento (semina) comportano l'aggiunta di microrganismi alla popolazione autoctona esistente "oleo-degradante" (in ambiente marino o nei rifiuti da trattare). A volte, vere e proprie specie di consorzi batterici, non esistenti in natura in una determinata zona, vengono aggiunte alla popolazione autoctona di microrganismi.

Come nel caso dell'arricchimento di nutrienti, lo scopo della semina è quello di aumentare la popolazione di microrganismi in grado di biodegradare il prodotto petrolifero sversato.

È possibile combinare le azioni di bio-aumento con i trattamenti di bio-stimolazione (ad es. con l'introduzione di batteri ed aggiunta di fertilizzanti).

Questi trattamenti sono progettati per interventi di risanamento sulle coste inquinate. Sono attualmente in fase di sviluppo ed annoverano una elevata quantità di sostanze differenti. Si rammenta, però, che non esiste ancora un metodo di valutazione di laboratorio standardizzato e riconosciuto a livello internazionale.

3. RISPOSTA ALL'EMERGENZA IN CASO DI SVERSAMENTI IN ACQUE SUPERFICIALI: SCHEMI DECISIONALI PER LA GESTIONE DELLE PRIME FASI DELL'EMERGENZA

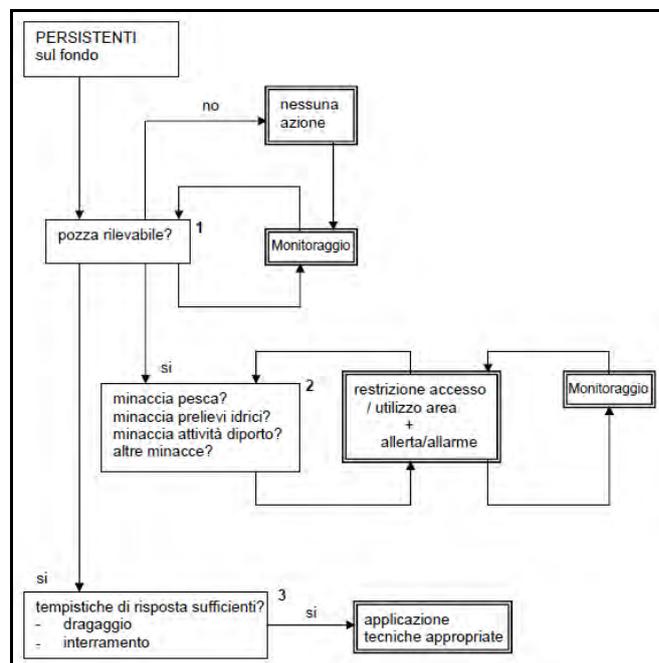
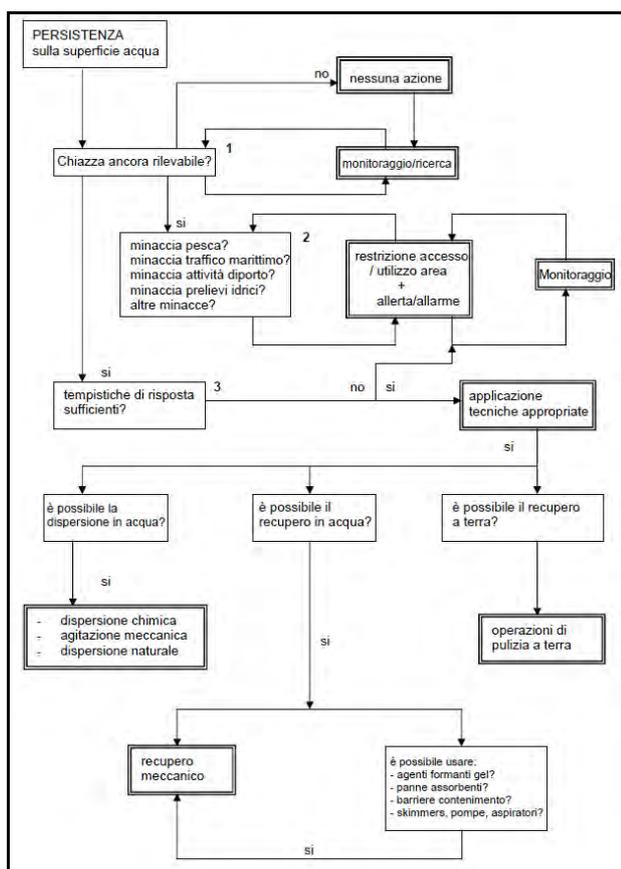
3.1 Schemi decisionali

Partendo dal raffronto delle tecniche di prevenzione e di mitigazione delle conseguenze incidentali conosciute con situazioni "reali" di gestione degli eventi incidentali, sulla scorta delle informazioni riportate nel presente rapporto relativamente alla casistica incidentale di rilievo analizzata, si è tentato di schematizzare le possibili azioni mirate alla gestione delle prime fasi dell'emergenza ambientale, conseguente allo sversamento di sostanze pericolose in acque superficiali.

Tali schemi generali, presentati nella figura seguente, si differenziano fondamentalmente in base al comportamento chimico-fisico delle sostanze in gioco una volta sversate in acqua, variando l'impatto a seconda della natura e pericolosità delle stesse:

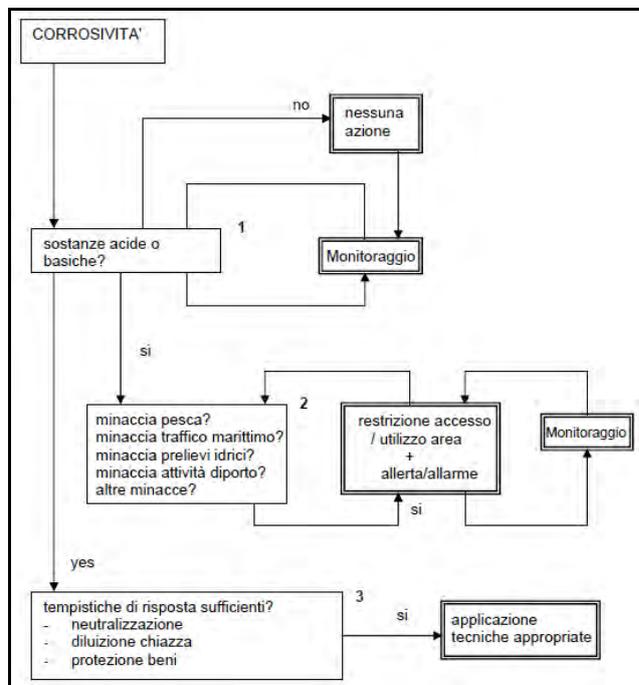
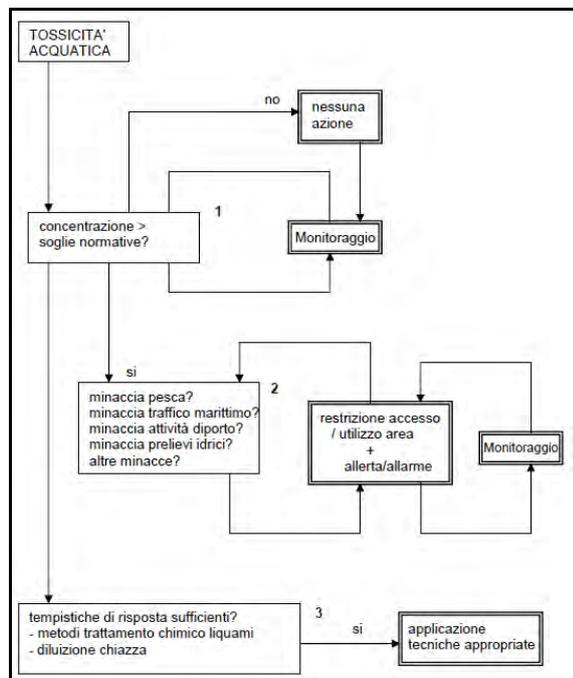
- sostanze solubili, suddivise a seconda delle caratteristiche di:
 - tossicità
 - corrosività;
- non solubili, suddivise a seconda che siano:
 - galleggianti (impatto sulle coste o sul biota di superficie)
 - affondanti (impatto sul biota dei fondali).

Figura 3.1 – Schemi decisionali per la risposta all'emergenza



Sostanze non solubili – galleggianti (persistenti sulla superficie)

Sostanze non solubili – affondanti (persistenti sul fondo)



Sostanze solubili (tossicità acquatica)

Sostanze solubili (corrosività)

3.2 Cenni al Piano operativo di pronto intervento per la difesa del mare e delle zone costiere dagli inquinamenti accidentali da idrocarburi e da altre sostanze nocive

Ancora in riferimento alla tematica connessa alla risposta all'emergenza in caso di sversamenti di sostanze pericolose per l'ambiente, ivi inclusi gli idrocarburi, in acque superficiali, si segnala, infine, l'emanazione di un Decreto MATTM di approvazione del "Piano operativo di pronto intervento per la difesa del mare e delle zone costiere dagli inquinamenti accidentali da idrocarburi e da altre sostanze nocive" (Registrazione Prot. 0000034 – 29/01/2013), relativo all'organizzazione del pronto intervento per la difesa del mare e delle zone costiere dagli inquinamenti causati da incidenti marini e per il coordinamento e direzione delle operazioni di lotta agli inquinamenti accidentali e deliberati nelle acque territoriali nazionali, nelle zone di protezione ecologica (ZPE) nonché nell'alto mare durante l'emergenza.

Gli aspetti di interesse del Piano riguardano, tra gli altri, la disciplina del coordinamento tra gli enti e le strutture interessate e le misure organizzative da adottare a livello centrale e periferico per consentire ai Capi di Compartimento Marittimo (autorità definite dagli artt. 16 e seguenti del Codice della Navigazione e incaricate di svolgere i compiti previsti della legge 31 dicembre 1982, n. 979 e quale Autorità competenti all'accoglienza di navi che necessitano di assistenza ai sensi dell'articolo 20 del D. Lgs. 19 agosto 2005, n. 196, come modificato dal D. Lgs. 16 febbraio 2011, n.18) un'efficace direzione delle operazioni di disinquinamento mediante l'applicazione di POL (Piani Operativi Locali) appositamente predisposti dall'Autorità stessa. Va comunque rimarcato che il Piano prevede la gestione dell'emergenza, per quanto attiene l'inquinamento lungo la costa, attraverso l'applicazione di piani predisposti dalle Province.

Ai fini della presente trattazione, in particolare, occorre sottolineare che l'ambito di applicazione del Piano si estende anche ai possibili inquinamenti accidentali determinati da fuoriuscite di idrocarburi o sostanze tossico-nocive da piattaforme in mare o impianti in mare o sul litorale costiero, oltre che ad immissione in mare sostanze pericolose attraverso fiumi, canali e corsi d'acqua in genere. Al riguardo, si rammenta che le eventuali operazioni di confinamento, recupero, bonifica e smaltimento delle dispersioni possono essere affrontate innanzitutto attraverso l'impiego delle squadre di emergenza opportunamente predisposte dal gestore, sotto la direzione del Capo di Compartimento Marittimo, sulla base dei POL, eventualmente supportate da assistenza e risorse aggiuntive locali, regionali, statali e internazionali, sulla base del Piano del MATTM in oggetto, dei POL e dei piani di coordinamento del Direttore Marittimo (Autorità preposta alla zona marittima, secondo quanto previsto dagli artt. 16 e seguenti del Codice della Navigazione), qualora designato al coordinamento.

Secondo quanto riportato appare quindi indispensabile assicurare l'efficienza e la tempestività delle segnalazioni di presenza di un inquinamento effettivo o potenziale per un efficace intervento antinquinamento; il Piano, a tal proposito, rammenta l'obbligo di informazione, senza indugio, all'Autorità marittima più vicina al luogo del sinistro, di qualsiasi situazione potenzialmente idonea a provocare un inquinamento delle acque o della costa, quale lo scarico o il rischio di scarico di sostanze inquinanti in mare, da parte di qualunque soggetto coinvolto, ivi inclusi i gestori di impianti industriali. L'Autorità, oltre ad adottare le misure appropriate in conformità alle vigenti disposizioni nazionali e internazionali per garantire la sicurezza delle persone e la protezione dell'ambiente marino e costiero, ha il compito di informare tempestivamente gli enti centrali e periferici interessati utilizzando, in aggiunta ai canali di comunicazione previsti su base internazionale, anche un apposito modello previsto dal Piano (annesso HOTEL – Appendice: rapporto/segnalazione).

Riferimenti bibliografici

- Decreto MATTM di approvazione del “Piano operativo di pronto intervento per la difesa del mare e delle zone costiere dagli inquinamenti accidentali da idrocarburi e da altre sostanze nocive” (Registrazione Prot. 0000034 – 29/01/2013)
- D. Dirett. 23 dicembre 2002 emanato dal MATTM “Definizione delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti disperdenti ed assorbenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi”
- D. Dirett. 24 febbraio 2004 emanato dal MATTM “Provvedimento di modifica del D.Dirett. 23 dicembre 2002 concernente «Definizione delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti disperdenti ed assorbenti da impiegare in mare per la bonifica della contaminazione da idrocarburi petroliferi»”
- D. Dirett. 31 marzo 2009 emanato dal MATTM “Impiegabilità in mare di prodotti composti da materiali inerti di origine naturale o sintetica, ad azione assorbente, per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi”
- D. Dirett. 25 febbraio 2011 emanato dal MATTM “Definizioni delle procedure per il riconoscimento di idoneità dei prodotti assorbenti e disperdenti da impiegare in mare per la bonifica dalla contaminazione da idrocarburi petroliferi”
- Scientific and Environmental Associates Inc., Members of the 2002 Selection Guide Development Committee, U.S. Coast Guard, USEPA Oil Program Center: “Selection Guide for Oil Spill Applied Technologies, Volume I – Decision Making”, Cape Charles – Virginia, January 2003
- U.S. Department of Commerce - National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA Ocean Service – Office of Response and Restoration – Emergency Response Division: “Shoreline Assessment Job Aid”, Seattle – Washington, August 2007
- IMO/UNEP: Regional Information System, Part D, Operational Guides and Technical Manuals, Section 11, Practical Guide to Marine Chemical Spills, REMPEC, June 1999, updated January 2000
- <http://www.cedre.fr/index.php> (19/04/2012)
- <http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=543> (13/01/2011)
- <http://www.eea.europa.eu/highlights/natural-hazards-and-technological-accidents#eea-portlet-navigation-tree> (13/01/2011)
- <http://www.emsa.europa.eu/end173.html> (13/01/2011)
- <http://www.epa.gov/emergencies/content/learning/oiltech.htm> (03/04/2012)
- http://www.protezionecivile.it/jcms/it/emergenza_fiumi_lambro_e_po.wp (05/01/2011)
- <http://response.restoration.noaa.gov/index.php> (05/04/2011)
- <http://midsis.rempec.org/> (18/02/2013)
- <http://www.tutelamare.it/home.jsp#PRODOTTI> (18/02/2013)



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

ISPRA
ARTA Abruzzo
ARPA Basilicata
ARPA Calabria
ARPA Campania
ARPA Emilia-Romagna
ARPA Friuli Venezia Giulia
ARPA Lazio
ARPA Liguria
ARPA Lombardia
ARPA Marche
ARPA Molise
ARPA Piemonte
ARPA Puglia
ARPA Sardegna
ARPA Sicilia
ARPA Toscana
ARPA Umbria
ARPA Valle d'Aosta
ARPA Veneto
APPA Bolzano
APPA Trento