

Omissis

5.5 La natura e la pericolosità delle sostanze rinvenute in falda

Il fondamentale requisito del pericolo per la incolumità pubblica, insito nella stessa nozione di "avvelenamento", è il tema chiave del processo, ampiamente e fortemente dibattuto dalle parti in causa.

Partendo dalle ultime considerazioni e avendo riguardo al capo d'imputazione, non vi è dubbio, a parere della Corte, che sostanze quali l'arsenico, il cromo esavalente, il nichel, i composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni, i fluoruri e i solfati, il DDT, DDD e DDE, debbano considerarsi veleni, nel senso di sostanze che nulla hanno a che fare con l'alimentazione e che sono dotate di forti caratteristiche di tossicità, tali da poter incidere sulla salute umana.

Si tratta di verificare in concreto tale possibilità, alla luce delle concentrazioni e delle dosi riscontrate nelle acque della falda sottostante lo stabilimento di Spinetta Marengo e le zone limitrofe.

In proposito, va subito fatta una precisazione. Alcuni difensori hanno ritenuto di ricavare dall'ordinanza con la quale è stata respinta all'udienza 27.3.2013 l'eccezione di incompetenza funzionale ai sensi dell'art. 11 c.p.p. (cfr. faldone I, pag. 511) che la Corte avesse delimitato l'estensione territoriale dell'avvelenamento alla sola area sottostante lo stabilimento del polo chimico. Si tratta di una conclusione del tutto immotivata. Invero, con la predetta ordinanza si è semplicemente negato il fondamento dell'eccezione "sulla base della mera ipotesi che dal reato contestato potrebbe essere derivato un danno, o addirittura manifestarsi in futuro un danno, anche ad

concentrazioni minime ed in tal senso deve interpretarsi l'uso del termine "avvelenamento" nella fattispecie incriminatrice.

La relazione di pericolo tra la condotta e la salute umana minacciata non può dunque prescindere da una valutazione qualitativa della sostanza e cioè dal fatto che essa presenti elevata tossicità già a dosi e concentrazioni minime, sebbene occorra poi verificare che il dosaggio abbia superato in concreto la soglia di efficacia.

Ne deriva l'indicazione di un discrimine oggettivo tra le due figure di reato: mentre l'adulterazione può avvenire con l'impiego di qualsiasi sostanza, comprese quelle normalmente utilizzate per l'alimentazione umana, nell'avvelenamento la sostanza aggiunta all'acqua o all'alimento è di per sé considerata nociva (in proposito non vale, a parere della Corte, l'esempio portato dal c.t. prof.

in merito all'arsenico, utilizzato in alcuni preparati farmacologici, proprio perché sostanza che è di per sé astrattamente nociva, che nulla ha a che fare con l'alimentazione umana e che solo a precise condizioni tossicologiche può avere anche un effetto utile e positivo).

Non può essere dunque attraverso il grado di pericolosità per la salute che si distinguono le due figure di reato, ma solo attraverso la qualità della sostanza impiegata. Ciò non esaurisce la condotta, in quanto è necessario valutare ancora, per entrambe le fattispecie, la dose e la concentrazione delle sostanze e la loro efficacia sulla salute umana: ma ne costituisce l'elemento fondante e caratterizzante.

Qualunque sia il punto di arrivo delle rispettive esegesi, è certo che le due fattispecie in esame non possono rappresentarsi come due cerchi concentrici, nei quali le condotte sanzionate dall'art. 439 corrispondono ad una porzione di quello occupato dalle condotte di cui all'art. 440 c.p..

Le due fattispecie si riferiscono a fatti diversi e si pongono tra loro in termini di indifferenza, non rivelandosi affatto sovrapponibili.

L'aggiunta di arsenico all'acqua, quindi, o di qualsiasi altra sostanza altamente tossica e/o velenosa, tale da nuocere gravemente alla salute, integra l'art. 439 c.p. a determinate condizioni quantitative, ovvero, in caso contrario, può essere sanzionata alla luce della normativa a tutela dell'ambiente, ma non alla stregua dell'art. 440 c.p..

5.5 La natura e la pericolosità delle sostanze rinvenute in falda

Il fondamentale requisito del pericolo per la incolumità pubblica, insito nella stessa nozione di "avvelenamento", è il tema chiave del processo, ampiamente e fortemente dibattuto dalle parti in causa.

Partendo dalle ultime considerazioni e avendo riguardo al capo d'imputazione, non vi è dubbio, a parere della Corte, che sostanze quali l'arsenico, il cromo esavalente, il nichel, i composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni, i fluoruri e i solfati, il DDT, DDD e DDE, debbano considerarsi veleni, nel senso di sostanze che nulla hanno a che fare con l'alimentazione e che sono dotate di forti caratteristiche di tossicità, tali da poter incidere sulla salute umana.

Si tratta di verificare in concreto tale possibilità, alla luce delle concentrazioni e delle dosi riscontrate nelle acque della falda sottostante lo stabilimento di Spinetta Marengo e le zone limitrofe.

In proposito, va subito fatta una precisazione. Alcuni difensori hanno ritenuto di ricavare dall'ordinanza con la quale è stata respinta all'udienza 27.3.2013 l'eccezione di incompetenza funzionale ai sensi dell'art. 11 c.p.p. (cfr. faldone I, pag. 511) che la Corte avesse delimitato l'estensione territoriale dell'avvelenamento alla sola area sottostante lo stabilimento del polo chimico. Si tratta di una conclusione del tutto immotivata. Invero, con la predetta ordinanza si è semplicemente negato il fondamento dell'eccezione "sulla base della mera ipotesi che dal reato contestato potrebbe essere derivato un danno, o addirittura manifestarsi in futuro un danno, anche ad

un magistrato del distretto". Nulla si è detto, né si sarebbe potuto dire in quella sede, in ordine all'area territoriale in relazione alla quale il reato sarebbe stato commesso, in particolare in ordine al fatto che le acque oggetto d'imputazione sarebbero state solo quelle sottostanti l'area del polo industriale; essendo stato, semmai, il P.M. a formulare questa precisazione nel corso della discussione sull'eccezione proposta, e comunque in termini assai diversi da quelli riportati dalle Difese: "la delimitazione territoriale del fatto contestato agli imputati dovrebbe ritenersi integrata solo con riferimento alle acque della falda sottostante il sito industriale di Spinetta Marengo e di quelle circostanti, specie in direzione nord, almeno fino al torrente Bormida"; il che è, esattamente, il tenore letterale della contestazione.

Per dimostrare la capacità lesiva e quindi il pericolo per l'incolumità pubblica delle sostanze rinvenute nell'acqua di falda, il P.M. si è avvalso della consulenza del prof.

(esaminato e controesaminato all'udienza del 4 dicembre 2013).

In prima battuta (cfr. anche relazione c.t. depositata all'udienza, in faldone VII dibattimento, aff. 480 ss.), ragionando sui dati disponibili fino a fine 2008/inizio 2009 (e dunque la consulenza non si è svolta su tutte le analisi contenute nel fascicolo per il dibattimento, effettuate anche negli anni successivi e su un numero superiore di pozzi e piezometri, in funzione sia di emungimento acque che di mero monitoraggio), il consulente ha utilizzato la metodica del c.d. *"risk assessment"*.

Tale tecnica, definita dall'accademia delle scienze statunitensi come *"la caratterizzazione dei potenziali effetti avversi per la salute umana in seguito ad esposizione ad inquinanti ambientali"*, ha ricevuto un importante riconoscimento normativo nell'ambito della legislazione ambientale italiana, che nel D. Lgs. 152/06, allegato 1 (*"Criteri generali per l'analisi di rischio sanitario ambientale"*), parte IV (*"Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati"*), titolo V (*"Bonifica di siti contaminati"*) indica il *risk assessment* come la procedura da adottare per la valutazione dell'effettivo stato di contaminazione dei suoli e delle acque di falda e per la stima degli eventuali obiettivi di bonifica.

Nelle osservazioni in replica alle obiezioni dei consulenti della difesa (depositate all'udienza del 11.6.2014, faldone IX, aff. 1002), il c.t. ha ripreso i concetti già espressi, illustrandoli più diffusamente e verificandoli alla luce delle critiche formulate dai consulenti delle difese: non si tratta, quindi, di due diverse relazioni ma, semmai, di una relazione e della sua successiva *"difesa"* dialettica.

Il metodo del *risk assessment* richiede di individuare, preliminarmente, i seguenti elementi (cfr. osservazioni in replica prof. pagg. 3 ss.):

a) Contaminanti indice

I contaminanti indice da sottoporre all'analisi di rischio sono le sostanze rappresentative del sito in base alla sua caratterizzazione, secondo i seguenti fattori:

- superamento delle CSC ovvero dei valori di fondo naturali;
- livelli di tossicità delle sostanze;
- grado di mobilità o di persistenza nelle matrici ambientali;
- correlabilità delle sostanze ad attività svolta nel sito;
- frequenza dei valori superiori alle CSC.

b) Sorgenti

I valori di concentrazione dei contaminanti rappresentativi vanno rilevati in corrispondenza di ogni sorgente di contaminazione (suolo superficiale, suolo profondo, falda); tale valore dovrà essere confrontato con quello ricavato dai calcoli di analisi di rischio.

c) Vie e modalità di esposizione.

Le vie di esposizione sono quelle mediante le quali il potenziale bersaglio umano entra in contatto con le sostanze inquinanti. Si ha esposizione diretta se tale punto di contatto coincide con la sorgente di contaminazione; si ha esposizione indiretta quando il contatto del recettore con la sostanza inquinante avviene a seguito della migrazione della stessa e quindi ad una certa distanza dalla sorgente.

Le vie di esposizione per le quali occorre definire i parametri da introdurre nei calcoli sono le seguenti:

- suolo superficiale (compreso fra piano campagna e 1 metro di profondità);
- suolo profondo (compreso fra la base del precedente e la massima profondità indagata);
- aria outdoor (porzione di ambiente aperto, aeriforme, dove si possono avere evaporazioni di sostanze inquinanti provenienti dai livelli più superficiali);
- aria indoor (porzione di ambiente aeriforme confinata in ambienti chiusi);
- acqua sotterranea (falda superficiale e/o profonda).

Le modalità di contatto tra l'inquinante ed il bersaglio variano in funzione delle vie di esposizione sopra riportate e sono distinguibili in:

- ingestione di acqua potabile;
- ingestione di suolo;
- contatto dermico;
- inalazione di vapori e particolato.

d) Recettori o bersagli della contaminazione.

Sono i recettori umani (adulti e bambini), identificabili nei residenti e/o lavoratori presenti nel sito (*on-site*) o nelle persone che vivono al di fuori del sito (*off-site*).

e) Criteri di accettabilità del rischio

Il *risk assessment* può essere calcolato secondo due diverse modalità:

- il *forward mode*, modalità diretta, che stima il rischio per la salute umana associato allo stato di contaminazione rilevato nel sito: se la sorgente ha concentrazione nota, il rischio del recettore ad essa esposto può essere calcolato secondo il seguente percorso: sorgente>trasporto>recettore>rischio;
- il *backward mode*, modalità inversa, che calcola la massima concentrazione ammissibile in sorgente compatibile con il rischio ritenuto accettabile presso il recettore esposto (CSR); stabilita la soglia di rischio tollerabile, si ottiene una concentrazione accettabile nel punto di esposizione ed infine, calcolati i fattori di trasporto, si arriva a stimare quella accettabile in sorgente, seguendo il percorso inverso: sorgente<trasporto<recettore<rischio, che valuta i valori guida cui dovrà ispirarsi la bonifica del sito.

La normativa italiana prevede, a seguito del superamento delle CSC nelle matrici ambientali, l'applicazione inversa dell'analisi di rischio, volta a calcolare le concentrazioni di contaminante al di sotto delle quali non esiste rischio per i recettori e quindi a definire i limiti di contaminazione accettabili sito-specifici (CSR).

Qualunque sia la modalità applicata (*forward o backward*), i principi fondamentali su cui si basa la procedura di calcolo sono comunque i seguenti:



- principio del caso peggiore (*worst case*) che riguarda tutte le fasi di applicazione della procedura di analisi del rischio;
- principio dell'esposizione massima ragionevolmente possibile (RME, *reasonable maximum exposure*) che prevede l'assunzione di valori adeguatamente conservativi al fine di pervenire a risultati cautelativi per la tutela della salute.

La finalità del *risk assesement* è soprattutto quella di valutare i rischi cronici o a lungo termine associati ai siti contaminati, piuttosto che quelli che si verificano in condizioni di esposizione acuta. Per tale motivo la procedura adottata è, secondo il prof. , quella che più si attaglia al sito di Spinetta Marengo, ove, per effetto dell'acqua di falda contaminata, si è ipotizzata un'esposizione a lungo termine della popolazione a concentrazioni molto rilevanti di numerose sostanze tossiche e cancerogene, attraverso diverse vie, che il c.t. ha individuato non solo nell'ingestione di acqua e alimenti contaminati, ma anche nell'inalazione di aria e vapori e nel contatto dermico attraverso la doccia o comunque nell'utilizzo dell'acqua domestica per diverse attività, ma che la Corte invece ritiene di dover limitare al solo uso di acqua a scopi alimentari – sebbene chiaramente quest'acqua abbia un utilizzo assai più vasto in ambito domestico – attesa la chiara dizione della norma incriminatrice ed il più volte ricordato principio di legalità che impongono un'interpretazione strettamente letterale della fattispecie.

Il prof. ha chiaramente illustrato le fasi e le modalità di calcolo del rischio secondo il modello concettuale adottato.

Il rischio è inteso come il prodotto della probabilità di accadimento di un evento dannoso (Pd) e dell'entità del danno provocato dall'evento (D), secondo la seguente formula $R = P \times D$; a sua volta, il danno conseguente all'evento si misura attraverso il prodotto del fattore di pericolosità (P) per il fattore di contatto, funzione della durata di esposizione (E), secondo la seguente formula: $D = P \times E$.

Nel caso di siti inquinati, la probabilità di accadimento dell'evento è conclamata ($Pd=1$); il fattore di pericolosità (P) è dato dalla tossicità dell'inquinante; il fattore di contatto (E) è espresso dalla portata effettiva di esposizione (assunzione cronica giornaliera di contaminante), secondo la seguente formula: $R = E \times P$, che andrà confrontata con i criteri di accettabilità individuali e cumulativi del rischio sanitario.

La conoscenza degli effetti nocivi acuti e cronici, teratogeni, cancerogeni e mutageni dei vari inquinanti sui singoli organi o sull'intero organismo deriva generalmente da sperimentazioni su animali, cui le sostanze sono somministrate con diversi tempi, in diverse quantità ed attraverso diverse vie di erogazione.

In particolare, sugli animali vengono eseguiti: 1) esperimenti di tossicità acuta volti ad individuare la dose – LD50 – che, somministrata un'unica volta, determina la morte del 50% delle cavie; questi studi forniscono in via approssimativa il grado di pericolosità della sostanza; 2) esperimenti di tossicità sub-cronica, che ricercano gli effetti indotti dopo la somministrazione ripetuta, quotidiana o frequente, per un determinato periodo, più o meno pari a circa il 10% della vita dell'animale; questi studi forniscono informazioni sugli effetti tossici principali e su come tali effetti evolvono; 3) esperimenti di tossicità cronica, volti ad individuare gli effetti indotti da ripetute e prolungate somministrazioni; questi studi permettono di determinare la natura ed il tipo degli effetti tossici e la loro reversibilità, i periodi di latenza, i fenomeni di bioaccumulo.

La sostanza è somministrata con precise modalità di tempo e dose; l'esposizione è controllata mediante l'eliminazione di altre fonti di possibile nocività o è comunque verificata attraverso la creazione di gruppi di controllo. Precise linee guida sugli studi *in vivo* danno indicazioni circa la selezione delle specie da sottoporre a trattamento, le modalità e la durata della somministrazione: per esempio per la tossicità acuta la somministrazione della sostanza dev'essere unica, per la tossicità subacuta dev'essere della durata di 14-28 giorni, per la tossicità sub-cronica di tre mesi

(pari a circa il 10-25% della vita dell'animale) nel ratto e nel topo, per la tossicità cronica di 18 mesi (pari a circa il 50% della vita dell'animale) nel topo e di due anni nel ratto.

Il tipo e l'estensione del danno dipendono dalle caratteristiche chimico-fisiche della molecola, dalla sua concentrazione, dalla sua biodisponibilità, nonché dalle caratteristiche proprie dell'organismo esposto per età, sesso, modalità di assorbimento, capacità metaboliche. Ognuno di questi parametri può influenzare l'assorbimento, la dinamica della distribuzione, la cinetica del metabolismo, l'accumulo o l'escrezione nell'organismo esposto, di conseguenza l'estensione del danno.

Da quanto precede si ricavano i vantaggi ed i limiti di questi studi. I primi consistono nel fatto che le condizioni cui essi fanno riferimento sono facilmente modificabili, con possibilità di variare alcuni parametri (sesso, età, specie, dieta, altri fattori modulatori di risposta) e di misurare effetti diversi; i secondi sono costituiti dall'incertezza della rilevanza sull'uomo dell'effetto misurato, dovuta alle possibili differenze di specie, alla variabilità interspecifica ed alle condizioni di esposizione "di laboratorio", irrealistiche rispetto a quelle che si verificano nella vita quotidiana.

In ogni caso, nessuno studio di tossicità può prescindere:

- dalla quantità di sostanza somministrata o assorbita, cioè dalla dose;
- dalla via di somministrazione e dalle scansioni temporali della somministrazione;
- dal tipo e dalla severità del danno, cioè della risposta;
- dal tempo necessario al prodursi del danno.

Il procedimento del *risk assessment* si articola in quattro momenti fondamentali (cfr. osservazioni in replica prof. , pagg. 8 ss.):

a. Valutazione preliminare di pericolosità delle sostanze (Hazard Identification).

E' una fase di accertamento qualitativo, da effettuare attraverso un'attenta ricerca nella letteratura scientifica, a sua volta frutto di studi sperimentali e/o epidemiologici, al fine di individuare gli effetti avversi sulla salute umana che la sostanza può provocare in caso di esposizione.

b. Relazione dose – risposta (Dose – response Assessment)

E' una valutazione quantitativa, che mira a descrivere quale relazione esiste tra la dose di esposizione e la risposta osservata.

Citando Paracelso, cui tutti i c.t. del processo hanno fatto riferimento ("*Omnia venenum sunt: nec sine veneno quicquam existit. Dosis sola facit ut venenum non sit*"), la valutazione della dose-risposta descrive la relazione tra l'esposizione e l'effetto; quello che si osserva alla dose più bassa somministrata è l'effetto critico e rappresenta il punto di partenza della curva "dose-risposta".

Questa valutazione è diversa a seconda che la sostanza sia tossica o cancerogena o, comunque, per il caso di sostanze sia tossiche che cancerogene, in funzione del tipo di effetto sulla salute che si vuole considerare.

b.1 Effetti tossici (di sostanze non cancerogene).

Per gli effetti tossici il punto di partenza dell'analisi è il NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), cioè la dose o il livello di esposizione massimi di una sostanza tossica, somministrata giornalmente e per lunghi periodi (mg/kg-die), che non provocano aumenti statisticamente o biologicamente significativi nella frequenza o gravità degli effetti avversi osservabili.

Concetto affine è il LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*), cioè la dose o il livello di esposizione minimi di una sostanza tossica, somministrata giornalmente e per lunghi periodi, che provocano aumenti statisticamente (nella frequenza) o biologicamente (nella gravità) significativi di effetti avversi osservabili.

Al posto del NOAEL nella comunità scientifica si preferisce ora riferirsi alla BMD (*benchmarkdose*): vale a dire la dose che corrisponde ad uno specifico incremento (BMR) della probabilità di un effetto avverso quando messa a confronto con un *background* uguale a zero. Si estrapola la dose associata ad un effetto in una determinata percentuale di indicatori (ad esempio 1, 5, 10 % degli animali) o in una determinata percentuale dell'effetto massimo (1, 5, 10%): il limite inferiore dell'intervallo di confidenza di questa dose rappresenta la BMD (l'intervallo di confidenza è un concetto statistico, utilizzato per stimare un parametro attraverso l'intervallo di valori plausibili e non attraverso l'individuazione di ogni singolo valore).

Il vantaggio di questo calcolo è che il fattore di incertezza (vedi *infra*) per cui il valore dev'essere suddiviso può essere inferiore a quello da utilizzare per il NOAEL.

A partire da questi parametri (NOAEL, LOAEL o BMD) ed applicando opportuni fattori di incertezza per il passaggio dall'animale da esperimento all'uomo, si determina la Dose di Riferimento, RfD (Reference Dose, mg/Kg-die), cioè la dose (o concentrazione) di sostanza tossica che può essere ingerita o inalata quotidianamente e per tutta la vita da un essere umano, senza rischi di effetti sanitari avversi.

La RfD, valore espresso in milligrammi o microgrammi per chilogrammi di peso corporeo per giorno, è un concetto elaborato e utilizzato dall'Agenzia statunitense per la protezione ambientale (EPA – Environmental Protection Agency).

Altri enti utilizzano lo stesso concetto chiamandolo in modo diverso.

L'EFSA, Agenzia Europea per la Sicurezza Alimentare, usa l'acronimo ADI (Acceptable Daily Intake), la WHO (World Health Organisation) usa l'acronimo TDI (Tolerable Daily Intake), ma si tratta solo di modi diversi di esprimere la medesima astrazione: quello che è importante sottolineare è che la RfD, o gli altri concetti similari, sono applicati alle sostanze che presentano una "soglia di tossicità", che, cioè, hanno una concentrazione al di sotto della quale, anche per lungo tempo, non si osservano danni misurabili per la salute.

Le modalità con cui si perviene alla RfD, partendo dal NOAEL, passano attraverso un primo coefficiente correttivo associato all'estrapolazione del dato dall'animale all'uomo ed un secondo coefficiente correttivo che tiene conto dell'adeguatezza del modello sperimentale (specie animale rilevante, durata dello studio), della qualità dei dati tossicologici utilizzati, dell'estrapolazione dalle alte dosi sperimentali alle basse dosi reali.

Sicché la RfD viene descritta da questa espressione:

$$RfD = NOAEL : (UF) \times (MF)$$

dove UF è il primo e MF il secondo dei due fattori di correzione sopra indicati.

Tali fattori hanno diversi ordini di grandezza (10,100,1000): 10 se l'estrapolazione dei valori è stata fatta su sperimentazioni affidabili, relative ad esposizioni prolungate nella vita media umana, sicché occorre tener conto solo della variabilità della risposta intraspecifica; 100 se l'estrapolazione è stata fatta sulla base di sperimentazioni affidabili sugli animali, non essendo disponibili adeguati dati relativi all'uomo, sicché occorre tener conto anche della variabilità interspecifica (variabilità dei risultati da animale a uomo); 1000 se le sperimentazioni sugli animali hanno considerato valori di esposizione sub-cronica, cioè soltanto per una breve parte del ciclo vitale (in genere il 10% della durata della vita), sicché si deve tener conto delle incertezze del procedimento di estrapolazione da tali dati all'esposizione cronica (intero ciclo vitale).

La Food and Drug Administration (FDA) nel documento "*Estimating the Maximum Safe Starting Dose in Initial Clinical Trials for Therapeutics in Adult Healthy Volunteers*", consultabile sull'omonimo sito internet, indica i fattori di conversione per il passaggio dal NOAEL alla HED

(Human Equivalent Dose) riportati nella tabella sottostante in relazione ai diversi animali da esperimento:

Table 1: Conversion of Animal Dose to Human Equivalent Doses Based on Body Surface Area			
Species	To convert animal dose in mg/kg to dose in mg/m ² , Multiply by	To convert animal dose in mg/kg to HED in mg/kg, either:	
		Divide animal dose by	Multiply animal dose by
Human	37	---	---
Child (20 kg)	25	---	---
Mouse	3	12,3	0,08
Hamster	5	7,4	0,13
Rat	6	6,2	0,16
Ferret	7	5,3	0,19
Guinea pig	8	4,6	0,22
Rabbit	12	3,1	0,32
Dog	20	1,8	0,54
Primates			
Monkeys	12	3,1	0,32
Marmoset	6	6,2	0,16
Squirrel monkey	7	5,3	0,19
Baboon	20	1,8	0,54
Micro-pig	27	1,4	0,73
Mini-pig	35	1,1	0,95

Le singole HED, alle quali è già stato applicato il primo fattore di conversione (animale/uomo), sono ancora modificate con ulteriori fattori di correzione, che tengono conto dell'incertezza dei dati di partenza e della procedura stessa, nella quale si parte dalle alte dosi sperimentate sugli animali ed in prove di laboratorio di breve durata e si arriva a quantificare le basse dosi a cui la popolazione può essere esposta nell'ambiente per tutta la vita senza rischiare un danno sulla salute.

In definitiva, è con la RfD (o TDI o ADI) che si devono confrontare le dosi di esposizione alle sostanze chimiche nell'ambiente, non con il NOAEL, il LOAEL o la BMD.

b.2 Effetti di sostanze cancerogene.

A differenza di quelle semplicemente tossiche, per le sostanze cancerogene, almeno per quelle genotossiche, vale a dire capaci di interagire con il DNA, inducendo mutazioni a livello genico, cromosomico o genomico o cambiamenti nella struttura del DNA e/o nei processi fondamentali nei quali esso è coinvolto, si ritiene che non esista un valore-soglia al di sotto del quale non vi sono effetti, quindi la curva dose-risposta è di tipo lineare, senza cioè soglia minima di assenza di effetto neppure alle bassissime dosi. Tale concetto è espresso anche dall'OMS, per la quale non esiste un livello di esposizione alla sostanza che non ponga una probabilità, anche minima, di generare una risposta cancerogena: in pratica non esiste una dose senza rischi.

La potenza dell'effetto cancerogeno è valutata mediante l'Unit Risk Factor o il Cancer Slope Factor: quest'ultimo è il coefficiente angolare della curva dose-risposta, per esposizione alle bassi dosi, con il limite di confidenza del 95%, cioè con una stima di rischio che rappresenta il danno effettivo



entro un margine di ragionevole certezza (appunto il 95%). La pendenza della curva dose-risposta rappresenta il potere cancerogeno della sostanza ed indica il rischio incrementale di cancro riferito ad una dose unitaria della sostanza assunta per tutta la vita.

L'Unit Risk Factor rappresenta il rischio addizionale di sviluppare un tumore se un individuo è esposto continuamente alla concentrazione di microgrammi/l o microgrammi/mc di sostanza cancerogena.

c. Valutazione dell'esposizione (Exposure Assessment)

E' in questa fase che si individuano i recettori esposti al contaminante (adulti, bambini, lavoratori, ecc.) e le vie di esposizione (inalazione, ingestione, contatto dermico); successivamente, si calcola la quantità di sostanza che viene a contatto col recettore, per unità di tempo, attraverso ogni via di esposizione considerata.

Il valore così ottenuto è chiamato "intake" o "introito".

Il corretto procedimento vuole che la stima quantitativa dell'esposizione sia effettuata per ogni sostanza presente nella matrice inquinata e per ogni recettore coinvolto e sia differenziata per le sostanze cancerogene e per quelle non cancerogene.

Ad esempio, se si è rilevata la presenza dell'arsenico all'interno dell'acqua (come nel caso in esame), l'esposizione o intake va calcolata per ogni potenziale via a cui la popolazione potrebbe essere esposta: ingestione di acqua, inalazione di vapori attraverso la doccia, contatto dermico con l'acqua contaminata (altra cosa poi è come rilevino le diverse vie di esposizione rispetto ad una contestazione di avvelenamento di acqua destinata all'alimentazione).

Il prof. indica, a pag. 17 delle osservazioni in replica, la formula per il calcolo della dose introitata o "intake".

"Si calcola, quindi, la dose media giornaliera assimilabile o intake (definita ADD Average Daily Dose per le sostanze non cancerogene e LADD Lifetime Average Daily Dose per le sostanze cancerogene).

Per quanto riguarda la modalità di esposizione "ingestione di acqua", la dose assunta viene calcolata con la seguente equazione:

$$\text{Intake mg/kg-die} = \text{CW} \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED} : \text{BW} \times \text{AT}$$

dove:

Intake o *ADD/LADD* è la dose giornaliera media (mg/kg/die); la differenza tra ADD e LADD è il tempo di esposizione (AT): per le sostanze cancerogene è calcolato sulla durata media della vita, per quelle non cancerogene sulla durata effettiva dell'esposizione;

CW è la concentrazione della sostanza (mg/l);

IR è il tasso di contatto con la matrice contaminata (mg/die);

EF è la frequenza di esposizione che indica il numero di giorni all'anno in cui una persona viene a contatto con l'inquinante: 350 die/anno;

ED è la durata di esposizione (anni): nello scenario di esposizione residenziale e ricreativo "adulti", la durata di esposizione è pari a 24 anni e nello scenario di esposizione "bambini" è pari a 6 anni;

BW è il peso corporeo (kg): 70 kg per gli adulti e 15 kg per i bambini

AT è il periodo di esposizione, che per le sostanze cancerogene è calcolato sulla durata media della vita (70 anni) e per quelle non cancerogene sul periodo effettivo di esposizione (ED).

d. Stima quantitativa del rischio (Risk Characterization)

In tossicologia, il rischio è la stima degli effetti di un agente chimico sulla salute degli organismi viventi, nonché sui beni naturali e sulla qualità di vita della popolazione.

La comunità scientifica internazionale definisce il rischio come concetto statistico e precisamente come la frequenza di effetti indesiderati derivanti dall'esposizione ad un inquinante.

Si parla di rischio sanitario se il ricettore è l'uomo, di rischio ecologico se il ricettore è l'ambiente, inteso come uno specifico ecosistema.

La stima del rischio avviene integrando i parametri tossicologici della singola sostanza con i dati di esposizione calcolata, per arrivare a definire il rischio cancerogeno e non cancerogeno cui possono andare incontro i recettori coinvolti attraverso le diverse vie di esposizione.

La procedura è definita dalla Comunità Europea (Commission Directive 93/67/EEC; Council Regulation EEC 793/93; TGD, Technical Guidance Document on Risk Assessment, 2003; Commission Regulation EC No. 1488/94).

Con riferimento al rischio sanitario, la formula di calcolo è la seguente:

$$R = E \times T$$

dove

E = Esposizione: definisce le modalità e la quantità di contatto tra il recettore ed il contaminante chimico.

T = Tossicità: indica il grado di tossicità di un composto chimico stimato in base ai migliori studi scientifici condotti da organismi internazionali ed indicato come "valore di potenzialità cancerogena", se si tratta di sostanze cancerogene o "dose massima assimilabile", se si tratta di una sostanza non-cancerogena.

Il rischio per le sostanze non cancerogene è espresso dall'indice di rischio cronico HQ (*Hazard Quotient*) e viene determinato dividendo la dose media giornaliera o "intake" (I) per la dose di riferimento (RfD) cioè:

$$HQ = I : RfD$$

Il rischio per le sostanze cancerogene [R] è definito come la probabilità incrementale di contrarre un tumore nel corso della vita a causa dell'esposizione ad una sostanza. E' dato dal prodotto della dose media giornaliera o "intake" (I) per lo Slope Factor alla correlazione dose-effetto:

$$R = I \times SF$$

Laddove le vie di esposizione per uno stesso composto o per più composti chimici (tossici o cancerogeni) sono più di una (a meno di effetti sinergici o antagonistici), si assume che, sia per l'effetto cancerogeno R che per l'effetto tossico HQ, valga la proprietà additiva e cioè:

$$R_{tot} = \sum R_i$$

$$HQ_{tot} = \sum HQ_i$$

Per stare al nostro processo: se l'acqua potabile è contaminata da più sostanze, la popolazione sarà esposta ad esse simultaneamente, per tale ragione il rischio deve essere calcolato come somma dei singoli rischi individuati per ognuna.

Il *risk assessment* si conclude con il confronto tra i valori ottenuti e quelli *accettabili*.

La normativa vigente in materia ambientale (D. Lgs. 152/06) considera tale il rischio cancerogeno incrementale di un caso su 1.000.000 individui esposti ad una singola sostanza e di un caso su 100.000 individui esposti a più sostanze cancerogene.

La previsione si fonda sul fatto che, come già detto, negli effetti senza soglia, cioè per le sostanze cancerogene ed in particolare per quelle genotossiche, nelle quali anche le basse dosi possono

determinare un effetto, per quanto piccolo, il processo adottato è in qualche modo inverso: si parte dal rischio per arrivare alla dose. È necessario cioè dapprima stabilire il livello di protezione che si vuole raggiungere, ovvero il livello di rischio che si è disposti ad accettare e quindi da questo inferire la dose o concentrazione corrispondente a tale rischio.

Per le sostanze tossiche non cancerogene, il valore di rischio (individuale e cumulativo) ritenuto tollerabile è espresso dalla seguente equazione $H=1$: in altre parole, il criterio di accettabilità del rischio riferito a specie chimiche che comportano effetti tossici sulla salute umana si traduce nell'imperativo di non superare la dose di contaminante espressa dal TDI o RfD, vale a dire che l'indice di pericolo, individuale e cumulativo, associato alla presenza di una o di più specie chimiche, non deve superare l'unità.

Tutto ciò premesso in ordine alle scansioni valutative del processo di *risk assessment*, occorre scendere nel concreto dello studio del prof.

L'attività è partita, ovviamente, dalla grande massa di analisi chimiche svolte, in primo luogo, proprio dalle aziende proprietarie del sito, analisi attestanti, senza ombra di dubbio, che l'acqua della falda sottostante lo stabilimento di Spinetta Marengo e di quella sottostante ampie porzioni di terreno ad esso adiacente, in direzione nord, nord-ovest, nord-est ed est, fino ad una profondità di 70 metri circa, è profondamente contaminata da un gran numero di sostanze chimiche.

I superamenti riguardano le seguenti sostanze, tossiche o cancerogene:

1. Cloroformio – 67-66-3	2. Solfati
3. Tetracloruro di carbonio – 56-23-5	4. Cromo esavalente – 18540-29-9
5. Cloruro di vinile – 75-01-4	6. Arsenico – 7440-38-2
7. 1,2 Dicloroelidene – 540-59-0	8. Antimonio – 7440-36-0
9. 1,2,3 Tricloropropano – 96-18-4	10. Cadmio – 7440-43-9
11. 1,1,2,2. Tetracloroetano – 79-34-5	12. Cromo totale – 7440-47-3
13. 1,1,2 Tricloroetano – 79-00-5	14. Mercurio – 7439-97-6
15. 1,1,1,2,2,2. Esatriloroetano – 75-35-4	16. Nichel – 7440-02-0
17. 1,2 Dicloroetano – 107-06-2	18. Piombo – 7439-92-1
19. 1,2,2,2. Tetracloroetano – 78-87-5	20. Rame – 7440-50-8
21. Diclorometano – 75-09-2	22. Zinco – 7440-66-6
23. Tetracloroetilene – 127-18-4	24. Selenio – 7782-49-2
25. Tricloroetilene – 79-01-6	26. Stagno – 7440-31-5
27. Triclorofluorometano – 75-69-4	28. DDD – 72-54-8
29. Fluoruri – 7762-41-4	30. DDT – 50-29-3
31. DDE – 72-55-9	

Sulla scorta di queste premesse, il c.t. ha esaminato, con riguardo solo alle principali sostanze inquinanti, le analisi delle acque di pozzi e piezometri profondi e superficiali all'interno dello stabilimento, nonché delle acque di pozzi esterni all'area industriale, tutti scavati ad una profondità compresa tra i 20 ed i 40 mt., appartenenti sia alla rete AMAG (azienda *multiutility* nei servizi idrici ed energetici di Alessandria) sia ad alcune privati, giungendo, in sintesi, alle seguenti conclusioni:

- l'acqua emunta dal pozzo 8, l'unico tra i pozzi profondi dello stabilimento ad essere, nel 2009, adibito al prelievo anche per il consumo umano, nonché l'acqua emunta dal pozzo di proprietà, in via, profondo 20 mt., presenta "livelli di

contaminazione marginali e tali da non essere registrabili come negativi in un'analisi di rischio sanitario";

- *"il rischio acuto ed il rischio cancerogeno riferibile alla popolazione degli adulti e dei bambini sono superati in tutti gli altri pozzi esaminati e per un numero elevato di parametri; particolarmente rilevanti, in termini di concentrazione e di rischio conseguente, sono i superamenti riferibili a contaminanti quali il cromo esavalente, il cloroformio, l'1,2 dicloroetilene";*
- *la falda c.d. superficiale (entro i 40 mt.) è totalmente compromessa, sia all'interno che all'esterno del sito industriale; la falda c.d. profonda (tra i 40 e gli 80 mt.) è compromessa solo parzialmente;*
- *"in relazione alla tipologia delle sostanze accertate nell'acqua di falda ed alle concentrazioni riscontrate sussistono, dall'analisi di rischio sanitario, preoccupazioni per i potenziali effetti di tipo tossico e cancerogeno che potrebbero derivare da un consumo diretto dell'acqua stessa da parte della popolazione e confermato da valori di rischio acuto (HI) e rischio cancerogeno chiaramente classificabili in categorie di rischio indicate dall'EPA come preoccupanti".*

Da pagina 16 in avanti della consulenza tecnica, sono elencati i valori dei pozzi esaminati.

Ma a questo punto occorre un'ulteriore premessa.

Il prof. ha confrontato i valori riscontrati nei pozzi con la normativa prevista dal D. Lgs. 16 marzo 2009 n. 30 perché (pag. 12 consulenza) *"consente una dettagliata analisi dei composti organici, dei limiti proposti come range di concentrazione riferito al variare della profondità della falda e in linea di principio consente, nel formulare l'analisi di rischio sanitario, di meglio focalizzare la responsabilità eventuale dei singoli inquinanti. Questo dal momento che all'interno del generico gruppo dei "composti organo alogenati" sono in realtà compresi numerosi composti alifatici clorurati e alogenati (...) ed altre sostanze aventi struttura chimica diversa da quella descritta (...). Tutti questi composti sono distinti in composti cancerogeni e non cancerogeni in quanto per alcuni di essi sono ormai note le proprietà cancerogene e/o mutagene (in particolare i triometani, il tetracloruro di carbonio, l'1,1,1-tricloroetano, il tricloroetilene e il tetracloroetilene)".*

Anche per il cromo è stato utilizzato il D. Lgs. citato, in quanto distingue tra cromo esavalente e cromo totale, la cui differente tossicità è scientificamente accertata.

Pertanto, tenuto conto del periodo in contestazione, appare opportuno fare riferimento anche al D. Lgs. 152/06, che in ogni caso non contempla limiti di concentrazione significativamente diversi.

Sia l'una sia l'altra normativa prevedono, come già si è detto, le CSC in forza delle quali deve procedersi alla caratterizzazione dei siti contaminati, in modo da individuarne le CSR, elaborate sulla base di specifiche procedure di valutazione del rischio calibrate sul sito. E' evidente che la finalità specifica perseguita è quella di apprestare una tutela anticipata alle matrici ambientali, volta a garantire lo standard di qualità più elevato possibile, compatibilmente con l'attività industriale lecitamente svolta in un determinato sito. E' altresì evidente, pertanto, che il superamento delle CSC non significa ancora rischio sanitario per la popolazione.

Una diversa disciplina è quella dettata dal D. Lgs. 31/01, che ha ad oggetto la qualità dell'acqua potabile (in precedenza regolamentata dal DPR 336/88). Tale normativa introduce i limiti di concentrazione per le sostanze inquinanti più diffuse, tuttavia l'elencazione in essa riportata non è completa, perché non prevede molte delle sostanze rinvenute solitamente in acque contaminate, e ciò in quanto la normativa sulle acque potabili presuppone che le fonti di emungimento delle stesse siano di ottima qualità e non presentino in maniera diffusa inquinanti di natura chimica.

Per le sostanze non contemplate nell'allegato 1 della normativa è prevista comunque una specifica procedura, volta all'individuazione dei parametri accettabili: l'art. 11 D. Lgs. 31/01 lett. b) invero richiede che sia garantito quanto previsto dall'art. 4 comma 2 lett. a), cioè che l'acqua non contenga

“microrganismi o parassiti, né altre sostanze in quantità o concentrazioni tali da rappresentare un potenziale pericolo per la salute umana”.

Ciò comporta che per le sostanze chimiche non normate dalla legge di potabilità non potrà certo farsi riferimento *sic et simpliciter* alle CSC previste dal D. Lgs. 152/06, ma si dovrà aver riguardo a parametri più complessi, cioè quanto meno a quelli stabiliti come valori guida protettivi della salute umana dalle organizzazioni internazionali competenti in materia.

In definitiva, i diversi fini delle due normative spiegano la ragione per la quale alcuni parametri del D. Lgs. 152/06, volti alla massima possibile salvaguardia della risorsa idrica in quanto tale, sono più severi di quello sulla legge di potabilità, volti invece a definire i requisiti minimi a fronte dei quali l'acqua può essere utilizzata dall'uomo con ampio margine di sicurezza.

Pertanto, fin d'ora la Corte precisa che, in caso di valori che non rispettano i limiti del D. Lgs. 152/06 ma rientrano in quelli previsti dal D. Lgs. 31/01, non verranno in nessun caso considerate avvelenate acque che una norma di legge definisce potabili.

Qui sotto si richiamano le principali divergenze (in microgrammi/litro) delle due diverse normative.

SOSTANZE	D. Lgs. 152/06	D. Lgs. 31/01
Cromo totale	50	50
Cromo esavalente	5	50
Cloruro di vinile	0,5	0,5
1.2 – dicloroetano	3	3
1.2- dicloroetilene	0,05	
1.2 –dicloropropano	0,15	
Tricloroetano	0,15	
1.1.2 – tricloroetano	0,2	
Tricloroetilene	1,5	10*
1.2.3 – tricloropropano	0,001	
1.1.2.2. – tetraclorometano	0,05	
Tetracloroetilene	1,1	10*
Esaclorobutadiene	0,15	
Sommatoria organo alogenati	10	
Tetracloro+tricloroetilene	2,6	10
Trihalometani (CHCl ₃ , CHBr ₃ , CHBrCl ₂ , CHCl ₂ Br)	3,5	30°
1.1 – dicloroetano	810	
1.1 – dicloroetilene	60	
Dibromoclorometano	0,13	
Bromodiclorometano	0,17	
Bromoformio	0,3	
Tetracloruro di carbonio	10	
Cloroformio	0,15	30°
Clorometano	1,5	30°

* come sommatoria di tricloro e tetracloroetilene

° come sommatoria dei trihalometani

Quanto alle concentrazioni, con riferimento alle principali sostanze ed al dato peggiore rinvenuto, nei pozzi e piezometri interni allo stabilimento, che pescano nella falda superficiale, il c.t. ha considerato i seguenti dati (si evidenziano in grassetto quelli che superano le soglie previste sia dal

TUA sia dalla legge sulle acque potabili, con l'avvertenza che sono stati reperiti, per ciascun contaminante, i valori peggiori risultanti dai diversi prelievi)

Piezometro Pz IN 2 – profondità 18,10 mt. Prelievo del 28.5.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 8203 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 776 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,2 dicloroetilene 185 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 442 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

Piezometro IN 3 – profondità 16,90 mt. Prelievi del 28.5.2008, 1.7.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 4639 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 225 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tetracloroetilene 10,6 µg/l	1,1 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene 44,6 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 102 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro IN7 – profondità 20 mt. Cromo esavalente 57 µg/l	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cloroformio 29,2 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Tricloroetilene 10,7 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,2 dicloroetilene 183 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloruro di carbonio 21,3 µg/l	60 µg/l	

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro V – profondità 18,20 mt. Prelievi del 28.5.2008, 1.7.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 356 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 661,7 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene 15,5 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene 27,6 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 137 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro T – profondità 10,05 mt. Prelievi del 28.5.2008, 17.6.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 118 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 343 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene 8,6 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 3,7 µg/l	1,1 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene 73,5 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 86,1 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro P8 – profondità 17,05 mt. Prelievo del 28.5.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 89 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Tricloroetilene 68,7 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 6,5 µg/l	1,1 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene 9,5 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 7,5 µg/l		

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro B' – profondità 18,15 mt. Prelevi del 17.6.2008, 1.7.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 161 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 8025 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 86,6 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 190 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene 1078 µg/l	60 µg/l	
Bromoformio 34,2 µg/l	0,3µg/l	
Bromodichlorometano 3,4 µg/l	0,17µg/l	
Dibromoclorometano 7,9 µg/l	0,13µg/l	
Tetracloruro di carbonio 6916 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro Valle 1– profondità 20,80 mt. Prelevi del 9.6.2008, 16.7.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 271 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 231 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 28,2 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 64,4 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 9 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 731 µg/l	60 µg/l	
Bromoformio 1,3 µg/l	0,3µg/l	
Bromodichlorometano 0,2 µg/l	0,17µg/l	
Dibromoclorometano 0,4 µg/l	0,13µg/l	
Tetracloruro di carbonio 347 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro Monte – profondità 18 mt. Prelevi del 24.6.2008, 16.7.2008, 6.8.2008, 18.9.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 194 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 11,5 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 6,1 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 92,4 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 9 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 247,1 µg/l	60 µg/l	

Bromoformio 1,7 µg/l	0,3µg/l
Bromodichlorometano 0,5 µg/l	0,17µg/l
Dibromoclorometano 0,2 µg/l	0,13µg/l
Tetracloruro di carbonio 58,9 µg/l	

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Con riferimento alle principali sostanze ed al dato peggiore rinvenuto, nei pozzi e piezometri interni allo stabilimento, che pescano nella falda profonda, il CT ha considerato i seguenti dati (si evidenziano in grassetto quelli che superano le soglie previste sia dal TUA sia dalla legge sulle acque potabili)

Pozzo 8 uso umano – profondità 100 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Prelievo del 25.5.2008		
Cromo esavalente 10 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 0,2 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,2 dicloroetilene 8,2 µg/l	60 µg/l	

*Indicata quale somma totale dei trialometani

Pozzo 2 bis uso industriale – profondità 70 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Prelievi del 28.5.2008, 5.6.2008		
Cromo esavalente 330 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 511 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 1,4 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 6 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 3,6 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 62,9 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 170 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Pozzo 19 (uso industriale) – profondità 82 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Prelievi del 28.5.2008, 1.7.2008		
Cromo esavalente 10 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 106 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 26 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 98,7 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene 4,1 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 498 µg/l	60 µg/l	
Bromoformio 1,4 µg/l	0,3µg/l	
Bromodichlorometano 0,4 µg/l	0,17µg/l	
Dibromoclorometano 0,7 µg/l	0,13µg/l	
Tetracloruro di carbonio 125 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Pozzo 20 bis (uso industriale) – profondità 75 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
--	----------------	---------------



Prelievi del 25.5.2008

Cromo esavalente	33 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio	154 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene	15,5 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene	36,7 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene	1 µg/l	1,1 µg/l	
1,1,2,2 tetracloroetano	0,5 µg/l	0,05 µg/l	
1,2 dicloroetilene	147 µg/l	60 µg/l	
Bromoformio	2,2 µg/l	0,3 µg/l	
Bromodichlorometano	0,3 µg/l	0,17 µg/l	
Dibromoclorometano	0,7 µg/l	0,13 µg/l	
Tetracloruro di carbonio	164 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Con riferimento alle principali sostanze ed al dato peggiore rinvenuto, nei pozzi e piezometri esterni allo stabilimento (di proprietà o della rete AMAG), il c.t. ha rilevato i seguenti dati (si evidenziano in grassetto quelli che superano le soglie previste sia dal TUA sia dalla legge sulle acque potabili):

Pozzo IN7 – (proprietà) profondità 20 mt. CSC per 152/06 CSC per 31/01
Prelievo del 28.5.2008

Cromo esavalente	57 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio	29,2 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene	10,7 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
1,2 dicloroetilene	183 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio	21,3 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro 2A AMAG – profondità 20 mt. CSC per 152/06 CSC per 31/01

Prelievi del 19.6.2008, 7.7.2008, 22.7.2008

Cromo esavalente	123 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio	140 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene	65,2 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l°
Tetracloroetilene	2,4 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene	515 µg/l	60 µg/l	0,3 µg/l
Bromodichlorometano	0,3 µg/l	0,17 µg/l	
Dibromoclorometano	0,6 µg/l	0,13 µg/l	
Tetracloruro di carbonio	220 µg/l		

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Piezometro 5A AMAG – profondità 20 mt. CSC per 152/06 CSC per 31/01

Prelievi del 7.7.2008, 23.7.2008

Cromo esavalente	105 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio	39 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,2 dicloroetilene	460 µg/l	60 µg/l	0,3 µg/l

Tricloroetilene 23,8 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l ^o
*Indicata quale somma totale dei trialometani		
°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene		
Piezometro 9A AMAG – profondità 20 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Prelievi del 7.7.2008, 23.7.2008		
Cromo esavalente 264 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 950 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,2 dicloroetilene 965 µg/l	0,05 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 1100 µg/l		
*Indicata quale somma totale dei trialometani		
°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene		

Piezometro 12A AMAG – profondità 20 mt.	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Prelievi del 7.7.2008, 22.7.2008		
Cromo esavalente 201 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 120 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene 33,4 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l ^o
Tetracloroetilene 6,3 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 523,3 µg/l	60 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 170 µg/l		
*Indicata quale somma totale dei trialometani		
°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene		

Infine, con riferimento alle principali sostanze ed al dato peggiore rinvenuto, nei pozzi privati esterni allo stabilimento, il c.t. ha rilevato i seguenti dati (si evidenziano in grassetto quelli che superano le soglie previste sia dal TUA sia dalla legge sulle acque potabili):

Pozzo Cascina (uso irriguo) – profondità 40 metri		
Prelievi del 23.5.2008, 18.9.2008, 7.7.2008, 23.7.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 102 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 83,4 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
1,1 dicloroetilene 16,7 µg/l	0,05 µg/l	
Tricloroetilene 53 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l ^o
Tetracloroetilene 2 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 679 µg/l	60 µg/l	
Bromoformio 0,7 µg/l	0,3 µg/l	
Dibromoclorometano 0,3 µg/l	0,13 µg/l	
Tetracloruro di carbonio 124 µg/l		
*Indicata quale somma totale dei trialometani		
°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene		

Pozzo privato a uso domestico, via , signor – profondità 20 metri		
Prelievo del 24.5.2008	CSC per 152/06	CSC per 31/01
Cromo esavalente 23 µg/l	5 µg/l	50 µg/l
Cloroformio 13,3 µg/l	0,15 µg/l	30 µg/l*
Tricloroetilene 2,1 µg/l	1,5 µg/l	10 µg/l ^o
Tetracloroetilene 1,2 µg/l	1,1 µg/l	
1,2 dicloroetilene 29,6 µg/l	60 µg/l	

Tetracloruro di carbonio 164µg/l

*Indicata quale somma totale dei trialometani

°Indicata quale sommatoria di tetracloroetilene e tricloroetilene

Seguendo le regole del *risk assessment*, il prof. ha proseguito il suo studio verificando gli effetti avversi associati all'esposizione agli agenti chimici individuati in falda.

I profili relativi alle varie sostanze derivano dalla banca dati HSBD (*Hazard Substances Data Bank*) della National Library of Medicine USA, per gli effetti strettamente tossicologici e dalla banca dati delle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche delle specie inquinanti redatta dall'Istituto Superiore di Sanità e dall'Istituto superiore per la prevenzione e la sicurezza sul lavoro (ISPESL) per gli effetti cancerogeni.

Quest'ultima banca dati fa riferimento alle classificazioni delle sostanze pericolose secondo l'Unione Europea, i cui criteri, recepiti dal nostro ordinamento, prevedono la suddivisione della cancerogenesi in tre categorie:

- categoria 1 – sostanze note per gli effetti cancerogeni sull'uomo, fondati su prove sufficienti in base ai dati epidemiologici per stabilire un nesso causale tra l'esposizione dell'uomo alla sostanza e lo sviluppo dei tumori;
- categoria 2 – sostanze in ordine alle quali esistono elementi sufficienti per ritenere verosimile che l'esposizione possa provocare nell'uomo lo sviluppo di tumori, in generale sulla base di:
 - adeguati studi a lungo termine effettuati sugli animali;
 - altre informazioni specifiche;
- categoria 3 – sostanze da considerare con sospetto per i possibili effetti cancerogeni sull'uomo, in relazione alle quali tuttavia le informazioni disponibili non sono sufficienti per procedere ad una valutazione soddisfacente, pur a fronte di prove ottenute da adeguati studi sugli animali che non bastano però a classificare la sostanza nella categoria 2.

Pertanto, alcune sostanze tra quelle rinvenute nel sito dal prof. non sono classificate dall'Unione Europea, ma solo dall'**Environmental Protection Agency (EPA)** che presenta le seguenti categorie:

- categoria a – composti accertati cancerogeni per l'uomo
- categoria b1 – composti probabili cancerogeni con limitata evidenza di cancerogenicità in studi epidemiologici
- categoria b2 – composti probabili cancerogeni con sufficiente evidenza di cancerogenicità in studi su animali e inadeguata evidenza o assenza di dati in studi sull'uomo
- categoria c – composti possibili cancerogeni per l'uomo con limitata evidenza di cancerogenicità per gli animali ed assenza di dati o dati negativi o inadeguati sull'uomo
- categoria d – composti non classificabili cancerogeni per l'uomo con inadeguata evidenza sia nell'uomo che negli animali o sostanze per cui non esistono dati disponibili
- categoria e – composti che non hanno dimostrato potenzialità cancerogene in almeno due studi su animali, compiuti in modo adeguato su specie diverse ovvero sia in studi su animali sia in studi epidemiologici.

Non dissimile la classificazione di cancerogenesi secondo l'**International Agency for Research on Cancer (IARC)** che suddivide le sostanze in gruppi:

- gruppo 1 – cancerogeno accertato per l'uomo: vi è evidenza di cancerogenicità per l'uomo in studi epidemiologici adeguati che escludono il ruolo del caso, del confondimento e della distorsione dello studio

- gruppo 2a – probabile cancerogeno per l'uomo sulla base di evidenza limitata in studi epidemiologici e di evidenza sufficiente sugli animali
- gruppo 2b – possibile cancerogeno per l'uomo sulla base di evidenza limitata nell'uomo e di evidenza non sufficiente nell'animale oppure di evidenza inadeguata nell'uomo
- gruppo 3 – non classificabile (evidenza inadeguata)
- gruppo 4 – probabile non cancerogeno per l'uomo, sulla base di evidenze che suggeriscono l'assenza di cancerogenicità nel roditore e l'inadeguatezza o la mancanza di dati sull'uomo.

Tenendo conto di queste classificazioni, il c.t. ha esaminato le principali sostanze chimiche presenti nel sito.

Arsenico (CASNR 7440-38-2).

La presenza dell'arsenico nell'acqua è di origine naturale (in genere in concentrazioni $\leq 1 - 2 \mu\text{g/l}$, ma, in acque a contatto con depositi minerali solfurei e depositi sedimentari derivati da rocce solfuree, in concentrazioni significativamente più elevate, fino a $12.000 \mu\text{g/l}$) o antropica: l'arsenico è infatti utilizzato in molti prodotti e processi industriali, ad esempio nella produzione di erbicidi, insetticidi e diserbanti. Può quindi entrare nell'ambiente tramite acque reflue industriali ed emissioni in atmosfera. Escludendo le esposizioni occupazionali, le principali fonti di contatto sono il cibo e l'acqua potabile.

La IARC classifica l'arsenico nel gruppo 1 e l'EPA nella categoria a.

Numerosi studi epidemiologici hanno esaminato il rischio di cancro associato all'ingestione di arsenico attraverso acque potabili (alle pagg. 29-30 delle osservazioni in replica sono riportati i vari lavori che hanno individuato una relazione tra esposizione attraverso l'acqua e sviluppo di tumori). Sebbene alcuni di questi studi non siano affidabili quanto alla misura dell'esposizione, esiste tuttavia una schiacciante evidenza del fatto che elevati livelli di arsenico assunti attraverso l'acqua potabile siano collegati in modo causale allo sviluppo di tumori. Rimane peraltro una considerevole dose di incertezza sia riguardo al meccanismo di cancerogenesi sia riguardo all'andamento della curva dose-risposta alle basse dosi.

Quanto alle proprietà tossiche, popolazioni esposte all'arsenico tramite assunzione di acque contaminate presentano lesioni dermiche, neuropatie e malattie vascolari periferiche. Effetti sul sistema vascolare sono stati osservati in bambini che hanno assunto acque contaminate da arsenico, in concentrazioni medie di $600 \mu\text{g/l}$ per un periodo medio di 7 anni. E' stata riportata intossicazione acuta da arsenico per l'ingestione di acqua di pozzo contenente livelli molto elevati della sostanza, pari a $21.000 \mu\text{g/l}$.

Cloroformio (CASNR 865-49-6).

Il cloroformio o triclorometano fa parte del gruppo dei trialometani, è un liquido incolore, volatile, caratterizzato da un odore piacevole e non irritante e da un gusto lievemente dolciastro.

La sostanza è stata utilizzata in passato come anestetico da somministrare per via inalatoria nella medicina chirurgica; attualmente, è un intermedio nella produzione di altre sostanze chimiche: esso dunque si può trovare nell'ambiente per emissioni da scarichi industriali e da impianti di depurazione di acque reflue (ATSDR, 1997), ma si forma anche nelle acque potabili come sottoprodotto indesiderato della clorazione della materia organica presente naturalmente nelle risorse idriche.

L'esposizione a questa sostanza ed agli altri trialometani volatili può verificarsi a seguito di ingestione di acqua potabile, inalazione di aria in ambienti *indoor* per volatilizzazione dall'acqua potabile, inalazione e contatto dermico per utilizzo di acqua nell'igiene personale ed infine a seguito di ingestione di cibo (WHO, 2011).

φ

Quanto alla cancerogenicità, il cloroformio è classificato da IARC nel gruppo 2b (possibile cancerogeno per l'uomo) e da EPA in categoria b2 (probabile cancerogeno per l'uomo) sulla base di evidenze sufficienti sugli animali.

Alcuni studi epidemiologici e di *risk assessment* hanno individuato un'associazione tra esposizione attraverso l'acqua e sviluppo di tumori.

Non si tratta, in ogni caso, di un cancerogeno genotossico (WHO, 2011).

Premesso che gli studi di coorte sono osservazioni prolungate per un certo periodo di un gruppo di persone che presentano una o più caratteristiche comuni, ad esempio il luogo di lavoro, all'interno del quale si possono distinguere soggetti esposti ad un determinato fattore di rischio e soggetti non esposti, questi ultimi in funzione di gruppo di controllo; che i due gruppi devono essere identici e differire solo per la presenza/assenza dell'esposizione al fattore di rischio, di modo che, se al termine dell'osservazione l'incidenza della malattia è significativamente maggiore nei soggetti esposti, può concludersi che è proprio il fattore di rischio la causa della patologia, uno studio epidemiologico di coorte del 1997 (Doyle, TJ; Zheng, W; Cerhan et al., 1997, "*The association of drinking water source and chlorination by-products with cancer incidence among postmenopausal women in Iowa: a prospective cohort study*", Am. J. Public Health 87) ha avuto ad oggetto un certo numero di donne dell'Iowa, esposte a cloroformio nelle acque potabili ad una concentrazione compresa tra 14 a 287 µg/l: valori di rischio superiori ad uno, in progressivo aumento con l'aumento della durata dell'esposizione, sono stati evidenziati per tutti i tipi di tumori ed in particolare al colon ed ai polmoni.

Uno studio di *risk assessment* di alcuni scienziati pachistani ha avuto ad oggetto gli abitanti delle città di Rawalpindi e di Islamabad, per un totale di quasi tre milioni di individui, esposti ad acqua clorata via ingestione, inalazione e assorbimento dermico. La concentrazione media di cloroformio rilevata era compresa per Rawalpindi tra 20 e 317 µg/l, per Islamabad tra 139-363 µg/l.

Lo studio ha concluso che il rischio di sviluppo di tumore per l'esposizione ai livelli rilevati era da 57 a 113 volte maggiore rispetto ai valori di rischio considerati accettabili (1×10^{-6}).

Le probabilità che il cloroformio sia cancerogeno per l'uomo, attraverso tutte le vie di esposizione, appare fondata in caso di concentrazioni elevate, che portano a citotossicità e iperplasia rigenerativa nei tessuti suscettibili. Ma in condizioni che non determinano tali effetti ed a dosaggi modesti, il rischio di cancerogenicità appare meno certo, per mancanza di dati epidemiologici specifici ed esistenza, al massimo, di dati equivoci riferiti specialmente ad esposizioni tramite acque potabili, in particolare perché alcuni sporadici risultati positivi presentano ampia criticità per via delle dosi di esposizione eccessivamente alte e dell'esistenza di fattori di confondimento (osservazioni in replica prof. , pag. 34).

Il cloroformio ha certamente, invece, proprietà tossiche, in funzione della dose assunta.

EPA fissa il LOAEL a 12.9 mg/kg/die, sulla base di uno studio condotto su cani da alcuni medici americani nel 1979 (Heywood et al., 1979, "*Safety evaluation of toothpaste containing chloroform: III. Long-term study in beagle dogs*", citato dal prof. nelle osservazioni in replica, pag. 34).

Lo studio ha preso in considerazione otto cani maschi e otto cani femmina di razza *beagle* esposti a dosi di 15 o 30 mg/l x kg x die. La sostanza chimica è stata somministrata per via orale 6 giorni alla settimana per 7,5 anni in pastiglie a base di pasta dentifricia. Quattro cani maschi e sette cani femmina sono deceduti durante l'esperimento.

Gli autori hanno rilevato l'aumento o addirittura il raddoppio di valori dimostrativi di danni a livello epatico; gli esami microscopici condotti sui principali organi hanno permesso di rilevare la presenza di "cisti grasse".

Cromo esavalente (CASRN 18540-29-9).

Il cromo esavalente è una sostanza tossica e cancerogena.

E' classificata dall'EPA in categoria a e da IARC nel gruppo 1, cioè certamente cancerogena per l'uomo.

La via di esposizione presa in considerazione è quella inalatoria.

Per quanto riguarda la via orale per ingestione (di acqua contaminata, per esempio), secondo EPA e IARC le evidenze raccolte non sono ancora sufficienti ad affermarne con certezza la cancerogenicità.

IARC, peraltro, nella monografia 100 C, datata 2013 (che aggiorna la monografia n. 49 del 1990, entrambe appunto dedicate al cromo), richiama uno studio effettuato dal National Toxicology Program del 2008 che segnala evidenze certe della cancerogenicità del cromo per ingestione nei ratti di sesso maschile e femminile, stante l'aumento dell'incidenza di neoplasmi a cellule squamose della cavità orale e di neoplasmi del piccolo intestino in roditori esposti, per via orale, a Cr VI.

Importanti studi epidemiologici confermano questa conclusione anche nell'uomo.

Il riferimento è al lavoro degli studiosi cinesi Zhang e Li, pubblicato nel 1987 dal Chinese Journal of Preventive Medicine in lingua cinese e, per estratto, in lingua inglese, che concludeva per un legame diretto tra l'ingestione di acqua di falda contaminata da Cr VI e l'insorgenza di vari danni alla salute, inclusi i tumori allo stomaco.

L'autorità scientifica dello studio è stata messa in discussione ed è importante riassumerne brevemente la storia perché uno dei soggetti coinvolti nella vicenda, il dr. Paustenback, è citato dal dr. nelle sue argomentazioni sul cromo esavalente (cfr. *slide* 43 della presentazione).

I dubbi sulla validità scientifica dello studio derivano dal fatto che le conclusioni sarebbero state ritrattate da uno degli autori, il prof. Zhang, in un articolo pubblicato sul Journal of Occupational and Environmental Medicine (J.O.E.M.) statunitense nel 1997 (il testo dell'articolo è reperibile nel sito internet della rivista).

Proprio sulla base di questa ritrattazione un comitato scientifico ha convinto, tra l'altro, nel 2001, le autorità californiane ad aumentare il limite massimo permesso nelle acque potabili da 50 a 100 µg/l, allineandolo al limite federale.

Nel 2005, però, una ricerca scientifico-investigativa condotta dall'*Environmental Working Group* (EWG), organizzazione *no-profit* di Washington per la ricerca ambientale, finalizzata al miglioramento degli standard legislativi, ha dimostrato la falsità della ritrattazione.

In seguito alla denuncia dell'EWG, il J.O.E.M. ha pubblicato nel luglio 2006 una nota dell'editore che sconfessava l'articolo di Zhang e Li del 1997 (cioè quello della ritrattazione), perché non rispettava la politica della rivista in quanto non rivelava gli "input" intellettuali e finanziari della ricerca (il testo dell'editoriale è consultabile tramite il sito internet di J.O.E.M., July 2006, vol. 48, issue 7).

EWG ha dimostrato, più specificamente, che l'articolo era stato scritto dalla ChemRisk, un'azienda di consulenze di San Francisco e, appunto, da tale prof. Paustenback e che il pensiero del dr. Zhang (nel frattempo deceduto) era stato distorto per modificare l'opinione della comunità scientifica sui collegamenti tra l'ingestione di CrVI e l'insorgenza di cancro.

ChemRisk, inoltre, aveva fatto pubblicare l'articolo di ritrattazione malgrado l'opposizione scritta di Zhang.

Sempre secondo le prove raccolte da EWG, ChemRisk lavorava in favore della Pacific and Electric Gas, l'azienda di servizi pubblici di San Francisco, i cui scarichi di CrVI avevano contaminato la falda acquifera nella zona di Hinkley in California (la vicenda è il soggetto del celebre film "Erin Brockovich - Forte come la verità").

Dunque, la ritrattazione del 1997 falsamente attribuita a Zhang non è attendibile e l'associazione tra assunzione di cromo esavalente e l'insorgenza di malattie neoplastiche ne esce rafforzata.

EPA ritiene che sia altamente probabile la cancerogenicità per via orale del cromo esavalente, sia perché esso è cancerogeno certo, per detta via, negli animali, sia perché esistono studi epidemiologici in tal senso, sia, infine, perché è sicura la natura mutagena e cancerogena sperimentata in vitro (cfr. EPA, *Toxicological review of hexavalent chromium*, settembre 2010):

"The potential mutagenicity of hexavalent chromium has been studied extensively. Although study results vary with specific test systems, experimental conditions, and hexavalent chromium compounds tested, results of in vitro and in vivo studies provide substantial evidence for mutagenic activity of hexavalent chromium compounds. The mutagenicity of hexavalent chromium is mediated through the generation of highly reactive chromium intermediates (e.g., chromium(IV) and chromium(V)) and reactive oxygen species formed during the intracellular reduction of hexavalent chromium. Reactive chromium intermediates and oxygen species react with DNA, leading to oxidative DNA damage, chromium-DNA adducts, DNA strand breaks, and chromosomal aberrations.

In in vitro test systems, hexavalent chromium compounds have mostly tested positive for gene mutations (including reverse mutations, frame shift mutations, and base pair substitutions) and DNA damage (including DNA-protein crosslinks) in bacterial cells (S. typhimurium, E. coli, B. subtilis); for forward mutations and mitotic gene conversion in yeast (S. cerevisiae); and for DNA damage (DNA strand breaks, fragmentation, DNA-protein crosslinks, DNA-DNA crosslinks), chromosomal damage (sister chromatid exchanges and chromosomal aberrations), and DNA synthesis inhibition in mammalian cell lines and primary cell cultures (including primary cell cultures of human gastric mucosal cells, respiratory tract cells, and lymphocytes). In in vivo test systems, hexavalent chromium compounds have tested positive for mutations in D. melanogaster and for DNA damage (DNA-protein crosslinks, DNA strand breaks), mutations, chromosomal damage (sister chromatid exchanges, chromosomal aberrations, and micronuclei), and DNA synthesis inhibition in rats and mice. Thus, the mutagenic activity of hexavalent chromium has been demonstrated in numerous studies using both in vitro and in vivo experimental systems.

Under the Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA, 2005a), hexavalent chromium is "likely to be carcinogenic to humans" via the oral route of exposure based on a statistically significant increase in the incidence of tumors of the oral mucosa and tongue of rats and of the small intestine of mice, and evidence of an association between oral exposure to hexavalent chromium and stomach cancer in humans. Additionally, available evidence indicates that chromium interacts with DNA, resulting in DNA damage and mutagenesis. Based on the weight of the available evidence, hexavalent chromium is proposed to act through a mutagenic mode of carcinogenic action, and thus, ADAPs should be applied".

Secondo la recente monografia di ATSDR (*"Toxicological profile for chromium"*, settembre 2012), il cromo esavalente assunto per esposizione orale è classificabile come cancerogeno di classe A, cioè certamente cancerogeno per l'uomo: *"The available human and animal data are sufficient for determining that chromium(VI) is carcinogenic following inhalation and oral exposure. However, additional animal studies are needed to adequately assess the carcinogenic potential of chromium(III) following inhalation and oral exposure"* (pag. 318).

Tra gli studi epidemiologici recenti, presi in considerazione da EPA, deve segnalarsene anche uno europeo, relativo agli abitanti della cittadina greca Oinofita, a nord di Atene (cfr. lo studio *"Oral ingestion of hexavalent chromium through drinking water and cancer mortality in an industrial area of Greece - An ecological study"*, di Linos et al., pubblicato sulla rivista *Environmental Health* nel 2011): le conclusioni di questo studio confermano quelle di Zhang e Li.

In estrema sintesi, è stato dimostrato che tra i cittadini greci residenti a Oinofita esposti a Cr VI nell'acqua potabile (in un range di concentrazione assai modesto, compreso tra 44 e 156 µg/l) si evidenziava un incremento statisticamente significativo di mortalità per tumori al fegato e al

polmone rispetto alla popolazione della provincia circostante. I risultati hanno suggerito anche un elevato rischio correlato ad altre neoplasie come quelle epiteliali e gastrointestinali.

Le conclusioni dello studio sono state molto chiare, nel senso della conferma della cancerogenicità del cromo esavalente per ingestione:

"Conclusions.

Water contaminated with hexavalent chromium has been suggested as a potential carcinogen in humans through the oral route. This study provides further evidence of this relationship. In light of the potentially widespread health implications of such contamination, further studies are critically needed to explore the possible causal link between exposure to hexavalent chromium through drinking water and cancer risk. Such evidence is needed to establish guidelines for the prevention of this form of contamination and formulate public health recommendations" (pag. 7).

La difesa, in particolare nella memoria che ha formato la base della discussione conclusiva dell'avv. [redacted], depositata all'udienza del 22.9.2014, pag. 45 in nota (faldone IX) ha contestato specificamente gli esiti di questo studio, sostenendo che esso non dovrebbe essere ritenuto significativo sia per la modesta dimensione del campione di individui sottoposti a verifica, sia per la brevità del *follow up*, sia perché prende in considerazione solo l'esposizione residenziale e non eventuali altre esposizioni, sia perché, individuati quali organi bersaglio del tumore il fegato ed il polmone, non sono stati considerati fattori causali alternativi (quali ad es. il fumo) o concorrenti, né sono stati validati con dati sperimentali i risultati, specie quelli relativi ai tumori al fegato, per i quali non esistono evidenze scientifiche; e ciò per giunta in un contesto in cui, comunque, il numero di decessi per tumori della città non si discosta dalla media greca.

Ma, senza entrare ulteriormente nel merito, è chiaro che gli studi epidemiologici sono comunque importantissimi, per giudicare degli effetti tossici e cancerogeni di ogni sostanza, perché in genere sono gli unici che abbiano a riferimento esseri umani, laddove gli studi sperimentali hanno ad oggetto animali da laboratorio ed i risultati estrapolati devono essere poi convertiti, con modalità che, come si vedrà, sono aspramente criticate dalla difesa, in valori riferibili all'uomo: tuttavia, a parere della Corte, nella complessa procedura della valutazione del rischio, ricavata da una serie di molteplici studi, sperimentali ed epidemiologici e spesso formulata per via di successive approssimazioni, è sbagliato appuntare l'interesse sui risultati – sia in negativo sia in positivo – di una singola ricerca epidemiologica, per definizione soggetta a possibili diverse interpretazioni a causa di fattori confondenti o di fluttuazioni casuali o di insufficiente *follow-up*, perché essa non incide sulle conclusioni in ordine alla determinazione del rischio da sé sola, ma quale componente di uno studio multifattoriale in cui si deve ricercare il concordante significato di vari elementi concorrenti. E, sotto questo profilo, anche lasciando da parte lo studio di Oinofita, molteplici sono i fattori che concorrono positivamente a fondare la probabile cancerogenicità del cromo esavalente anche per via orale.

Del resto, gli stessi procedimenti di laboratorio che portano ad individuare i valori soglia quali NOAEL, LOAEL, HED spesso prendono le mosse dagli studi epidemiologici, fonti di conoscenza scientifica fondamentali per la tossicità e la cancerogenicità di alcuni contaminanti, in mancanza o ad integrazione dei quali soccorrono gli studi sperimentali su animali.

La pensano così anche i c.t. delle difese, in particolare il dr. [redacted], che si esprime in termini chiari nella sua relazione, pag. 18: *"la cancerogenicità per l'uomo di una sostanza chimica o di esposizioni occupazionali può essere valutata sulla base dei risultati degli studi epidemiologici che permettono di confrontare il rischio di cancro che si osserva nei soggetti esposti alla sostanza in esame con il rischio dello stesso tipo di cancro manifestato da una popolazione di riferimento, non esposta a tale sostanza. Tuttavia, gli studi epidemiologici non sempre sono disponibili e, a volte, possono essere caratterizzati da scarsa potenza statistica dovuta, ad esempio, ad un basso numero di soggetti esposti ad una particolare sostanza in esame o ad un follow-up insufficiente; inoltre,*

fattori confondenti o fluttuazioni casuali nell'incidenza o nella mortalità dei soggetti, soprattutto quando il numero di casi è basso, possono inficiare l'interpretazione degli studi epidemiologici. In assenza e ad integrazione dei dati epidemiologici, la IARC fa riferimento ai risultati di cancerogenesi in animali di laboratorio".

Il danno che il cromo esavalente provoca al DNA e che sta alla base della cancerogenicità di tale sostanza, prescinde, del resto, dalla natura dell'esposizione.

Ricorda, al riguardo, il prof. nelle sue osservazioni in replica (pagg. 38-39):

"E' stata dimostrata l'importanza del danno al DNA, alla base della cancerogenicità del Cr VI, il quale induce la formazione di addotti premutageni al DNA (Cr-DNA), con conseguenti mutazioni e rotture cromosomiche (Zhitkovich, 2011, McCarrol, 2010, IARC 2012, Witt 2013). L'abbondante formazione di 39 addotti al DNA, l'evidente positività negli studi di genotossicità, altamente predittivi di effetti cancerogeni e la cancerogenicità multispecie e multi organo, forniscono una robusta evidenza dell'importanza del meccanismo mutageno DNA-reattivo alla base degli effetti cancerogeni del CrVI (Zhitkovich, 2011).

Studi sul meccanismo d'azione del CrVI suggeriscono un effetto cancerogeno se il CrVI entra all'interno delle cellule, indipendentemente dalla via di esposizione. In seguito a somministrazione di CrVI per via orale si hanno effetti genotossici in siti distali rispetto al sito di ingresso, ossia nell'intestino; ciò indica che il cromo è in grado di arrivare in questi siti nella sua forma esavalente. In effetti gli studi di tossicocinetica indicano che una frazione della dose di CrVI somministrata per via orale non è convertita a Cr III nello stomaco (SeD.M.an, 2007; Zhitkovich, 2011, Witt 2013). Gli studi di genotossicità condotti sugli animali, ai quali era stata somministrato Cr VI per via orale, hanno evidenziato danni al DNA in tessuti distali rispetto al sito di somministrazione. Queste scoperte suggeriscono che una parte del Cr VI somministrato per via orale entra nelle cellule, sfruttando il meccanismo di trasporto del fosfato (Chiu 2010). All'interno delle cellule il Cr VI viene ridotto e gli intermedi DNA-reattivi che si formano determinano la rottura della doppia elica del DNA (SeD.M.an 2007, Witt 2013; Chiu 2010). La revisione di Chiu riporta che la formazione di intermedi DNA-reattivi che si formano dalla riduzione del Cr VI all'interno delle cellule, oltre a causare una rottura della doppia elica del DNA, determina anche lesioni delle basi del DNA, apoptosi mitocondriale, arresto del ciclo cellulare e dei meccanismi di riparazione del DNA, seguito da un incremento incontrollato di replicazione del DNA, così come di divisione cellulare e, infine, dallo sviluppo di tumori (Chiu 2010). Sulla base di quanto evidenziato in questo studio, è verosimile che l'esposizione a lungo termine a basse concentrazioni di CrVI sia sufficiente a causare un danno al DNA e apoptosi; queste cellule, con DNA danneggiato, continuerebbero a proliferare, favorendo lo sviluppo di un tumore (Chiu 2010). Il lavoro di SeD.M.an rappresenta una revisione di tutti (gli) studi disponibili che abbiano valutato il meccanismo d'azione cancerogeno del CrVI; sono stati valutati anche i numerosi studi di tossicocinetica e di genotossicità associati con l'esposizione per via orale al CrVI.

L'articolo ha inoltre raccolto e revisionato gli studi di cancerogenesi condotti nell'animale e nell'uomo, associati all'esposizione a CrVI nell'acqua potabile. Le scoperte degli studi di tossicocinetica, di genotossicità e di tossicità generale, così come i risultati degli studi di cancerogenesi sperimentali ed epidemiologici concludono che non tutto il CrVI è completamente convertito a CrIII nello stomaco dell'animale o dell'uomo e le evidenze scientifiche dei vari studi revisionati permettono di concludere che l'esposizione a CrVI nell'acqua potabile porrebbe un rischio di incremento di cancro nell'uomo (SeD.M.an 2007; Zhitkovich, 2011; Stern, 2010).

La Commissione dell'U.S. EPA che si occupa di revisionare le valutazioni sui cancerogeni (Environmental Protection Agency's-EPA Cancer Assessment Review Committee-CARC) ha classificato il Cr VI come "probabile cancerogeno per l'uomo" per via orale sulla base dei tumori della cavità orale e del tratto gastrointestinale emersi dallo studio del NTP (Kichwell, 2008). Poiché

la CARC ha evidenziato la positività del CrVI in numerosi studi di mutagenicità, causando mutazioni genetiche nei batteri e nei topi, aberrazioni cromosomiche e vari tipi di danni al DNA sia in vivo sia in vitro, sulla base della revisione delle evidenze scientifiche si è concluso (Kidwell, 2009) che la mutagenicità è il Meccanismo d'Azione (MOA) della cancerogenesi indotta dal Cr VI (McCarroll, 2010). L'analisi del meccanismo d'azione è stata effettuata secondo la metodologia alla base delle U.S.EPA Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA 2005a, 2005b)".

La genotossicità del Cr VI per ingestione orale e la conversione assolutamente non totale del Cr VI ingerito in Cr III sono ormai dati acquisiti dalla comunità scientifica.

Il dr. contesta tale assunto, portando i risultati di uno studio del 1997 (De Flora S., Camoirano A, Bagnasco M, Bennicelli C, Corbett GE, Kerger BD, "Estimates of the chromium(VI) reducing capacity in human body compartments as a mechanism for attenuating its potential toxicity and carcinogenicity", Carcinogenesis, 1997;18:531-7), secondo cui la conversione del Cr VI in Cr III attraverso lo stomaco sarebbe pressoché totale e le concentrazioni residue sarebbero assolutamente innocue.

Il c.t. del P.M. a sua volta contesta queste conclusioni, affermando che, ormai, la comunità scientifica mondiale (ATSDR, EPA, IARC) ritiene concordemente che la percentuale di riduzione sia sensibilmente inferiore e che un quantitativo tra il 10 ed il 20 % del cromo esavalente contenuto nell'acqua bevuta superi la barriera dello stomaco e finisca nell'intestino, dove è assorbito dall'organismo e dove può sviluppare le sue capacità cancerogene (il recente studio "Chromium in drinking water: sources, metabolism, and cancer risks" del prof. Zhitkovich dell'Università del Rhode Island, pubblicato sulla rivista "Chemical research in toxicology" 2011, 24, 1617 – 1629, riporta con chiarezza la percentuale di passaggio, che è quasi 60 volte superiore a quella stimata dallo studio De Flora citato dal dr. : "Overall, both bioavailability and gastric reduction rate-based estimations suggest that 10–20% Cr(VI) ingested with water escapes gastric inactivation and reaches the small intestine, which is a site for its systemic absorption and a target of carcinogenic effects in mice").

DDT (CASNR 50-29-3)

Sebbene il DDT sia stato bandito nella maggior parte dei paesi a partire dagli anni 70-80 del secolo scorso, i suoi metaboliti, a causa della loro elevata persistenza, continuano ad essere presenti in grande quantità nei campioni biologici umani.

Il DDT è un pesticida organoclorurato, che determina biomagnificazione lungo la catena alimentare, vale a dire un processo di bioaccumulo di sostanze tossiche e nocive negli esseri viventi, con aumento di concentrazione di queste sostanze all'interno degli organismi dal basso verso l'alto della piramide alimentare. I consumatori di alimenti di origine animale (pesce, carne, latte e derivati) introducono quindi un elevato livello di queste sostanze, fortemente lipofile. Il DDT rimane all'interno dell'organismo anche per cinquant'anni, sequestrato soprattutto nel tessuto adiposo, dal quale viene rilasciato nel plasma e nei lipidi sierici.

Poiché il DDT è attivamente secreto dal latte materno, l'esposizione umana inizia nella fase prenatale, per continuare durante l'allattamento, momenti particolarmente critici per lo sviluppo e la differenziazione di organi e apparati.

L'esposizione a queste sostanze è stata associata a diversi effetti avversi per la salute umana, inclusi sviluppo di neoplasie, difetti della funzionalità riproduttiva, alterazioni del comportamento. Questi effetti appaiono correlati alla capacità della sostanza di interferire con la funzionalità di alcuni ormoni, enzimi, fattori di crescita, neurotrasmettitori e di indurre l'espressione di geni chiave coinvolti nel metabolismo di steroidi e xeno-biotici. Il DDE, composto del DDT, può arrestare l'azione di alcuni ormoni, fenomeno associato con un incremento del rischio di cancro dell'apparato riproduttivo umano.

Gli studi epidemiologici che dimostrano la correlazione tra il DDT e gli effetti avversi correlati sono riportati a pag. 45 delle osservazioni in replica redatte dal prof.

Esistono studi (Cohon 2007) che segnalano associazioni tra l'esposizione al DDT e tumori alla mammella; ed anche malformazioni urogenitali neonatali, cancro al fegato in individui con elevati livelli sierici di DDE, carcinoma delle cellule germinali del testicolo, aborti spontanei o nascite pre-termine (McGlynn 2006).

Ulteriori effetti avversi sono dimostrati da una recente revisione degli studi disponibili in letteratura, che associano l'esposizione a patologie quali, oltre a quelle già riferite, endometriosi, infertilità, immunotossicità, neurotossicità, disordini neurovegetativi, incremento di rischio della malattia di Alzheimer.

Tetracloroetilene – PCE (CASNR 127-18-4).

Il Tetracloroetilene o Percloroetilene (PCE) è un idrocarburo alifatico alogenato, derivato da idrocarburi alifatici nei quali gli atomi di idrogeno sono stati sostituiti da atomi di cloro.

Il PCE è usato principalmente come solvente, nelle industrie di pulizia a secco, ma anche in quelle di lavorazione dei metalli e di produzione di fluoroidrocarburi.

La presenza del PCE è molto diffusa nell'ambiente. Le concentrazioni misurate nell'aria variano da 0,01 a 70 µg/m³; nell'acqua potabile (di superficie e sotterranea) di vari paesi europei e statunitensi il tetracloroetilene si trova a concentrazioni che variano da 0,02 a 400 µg/l (cfr. tabella nelle osservazioni in replica prof. pag. 50). Nelle acque sotterranee anaerobiche, il PCE può essere degradato in sostanze tossiche e cancerogene come il cloruro di vinile. Tra i cibi esso si trova principalmente nei frutti di mare, nel burro e negli alimenti ricchi di grassi.

L'assorbimento nell'organismo del PCE può avvenire per via inalatoria, cutanea oppure orale. La sostanza si distribuisce in relazione al contenuto di grassi nei tessuti. L'eliminazione avviene direttamente dal polmone (in caso di assorbimento per via inalatoria) e tramite le urine.

Gli organi bersaglio sono il sistema nervoso centrale, il sistema nervoso periferico, l'apparato respiratorio, il fegato, i reni, il cuore, la cute e gli occhi.

Il prof. , nelle osservazioni in replica, ha ricostruito il metabolismo del PCE e le principali modalità di aggressione all'organismo umano (cfr. pag. 51).

A seguito di studi professionali e residenziali su esposizione controllata umana, nonché di studi sperimentali sugli animali, che hanno fornito la prova di alterazioni della vista, di aumento del tempo di reazione e di decrementi nella cognizione in soggetti esposti alla sostanza (Guyton ed altri, in *Environmental health Perspectives* 2014; EPA, 2012), essa è stata ritenuta neurotossica per esposizione orale o per inalazione nell'uomo e negli animali oggetto di esperimento.

Studi di laboratorio hanno evidenziato che l'esposizione acuta a dosi elevate causa depressione del sistema nervoso centrale. Topi esposti a dosi progressivamente crescenti di tetracloroetilene attraverso l'acqua potabile presentano un significativo aumento dei livelli di trigliceridi e segni di epatotossicità e di degenerazione grassa del fegato.

L'esposizione orale umana a dosi di circa 5 gr. di tetracloroetilene somministrati per il controllo di infezioni parassitarie causa disturbi del sistema nervoso centrale. Effetti sullo sviluppo degli occhi, delle orecchie, della rima orale sono stati associati con l'esposizione al tetracloroetilene e ad altri solventi presenti in approvvigionamenti di acqua potabile.

Gli studi di esposizione professionale e residenziale supportano un'associazione di deficit visivi a seguito di esposizione cronica al PCE; deficit nella visione dei colori sono stati osservati in particolare in uno studio occupazionale (Cavalleri et al., 1994, "*Perchloroethylene exposure can induce colour vision loss*") e in uno studio residenziale (Schreiber et al., 2002).

Per quanto riguarda la cancerogenicità, lo IARC ha classificato il tetracloroetilene nel gruppo 2a (probabile cancerogeno per l'uomo) e l'EPA lo ha definito come "probabile cancerogeno per l'uomo attraverso tutte le vie di esposizione", inserendolo nella categoria 2b.

Ci sono chiare evidenze della cancerogenicità nei roditori: alcuni studi hanno dimostrato che la somministrazione orale della sostanza induce nei topi un incremento di carcinomi epatocellulari, per cause che, tuttavia, sembrano non riprodursi nell'uomo.

Nei ratti si registra altresì l'incremento dell'incidenza di leucemia a cellule mononucleate e di tumori renali, anche se la porzione cancerogena attiva e le modalità di azione non sono ancora completamente caratterizzate.

Studi epidemiologici di coorte e/o caso-controllo (studi clinici basati sull'osservazione di due diversi gruppi di soggetti, denominati appunto casi e controlli, caratterizzati dalla misura dell'esposizione pregressa), forniscono importanti evidenze di associazioni tra esposizione a tetracloroetilene e cancro alla vescica, linfoma non-Hodgkin e mieloma multiplo negli adulti (Radican et al., 2008; Seldén and Ahlborg, 2011; Calvert et al., 2011); di questi, il cancro della vescica e il linfoma non-Hodgkin presentano le associazioni più forti (Blair et al., 2003; Lynge et al., 2006; Sleider et al., 2007).

Il prof. ha segnalato che, mentre esiste un'ampia letteratura scientifica sull'esposizione in ambito occupazionale a PCE, sono pochi gli studi che si occupano delle conseguenze ai bassi livelli di esposizione residenziale.

Quelli riportati nelle osservazioni in replica (pagg. 53 – 54) dimostrano comunque forti correlazioni tra l'esposizione anche a basse dosi e aumento non accettabile (fattore di incremento superiore a 1, nella fattispecie pari a 1,43) per leucemie su persone di sesso femminile esposte a dosi di PCE superiori a 5 µg/l (Conon et al., 1994), per difetti del sistema nervoso centrale e per difetti del tubo neurale (Bove et al., 1995, PCE superiore a 10 µg/L).

Altri studi hanno mostrato incidenze ancora maggiori, ma per esposizioni a concentrazioni di PCE superiori a quelle rilevate a Spinetta Marengo.

Tetracloruro di carbonio (CASNR 56-23-5)

Il tetracloruro di carbonio, chiamato anche Freon 10 o Tetraclorometano, veniva in passato utilizzato come componente del liquido degli estintori, dei frigoriferi, dei condizionatori, nonché negli smacchiatori e nei lavaggi a secco.

Nella scheda del Centro di Documentazione per la Promozione della Salute della Regione Piemonte si indicano i seguenti usi: *"Solvente per oli, grassi, lacche, cere, vernici, gomme, resine – Intermedio chimico per sintesi organiche – Fumigante per cereali – Refrigerante – Sgrassante per metalli – Produzioni semiconduttori – Reattivo di laboratorio"*.

In considerazione della sua dimostrata tossicità, l'utilizzo del tetracloruro di carbonio è stato fortemente ristretto negli ultimi decenni, anche a seguito del Protocollo di Montreal del 1987, con il quale gli Stati firmatari si sono impegnati al contenimento dei livelli di produzione e consumo delle sostanze tossiche, dopo che la comunità scientifica ha riconosciuto la correlazione tra queste e l'assottigliamento dello strato di ozono.

Classificato da IARC, con uno studio che risale a 15 anni fa, cioè al 1999, nel gruppo 2b, come possibile cancerogeno umano, in quanto vi è sufficiente evidenza in tal senso in base a studi sperimentali condotti sugli animali, il tetracloruro di carbonio non è specificamente normato nell'ambito dei composti alifatici clorurati cancerogeni dalla tabella contenuta nell'allegato 5 alla parte V del D. Lgs. 152/2006, ove sono definite le Concentrazioni Soglia di Contaminazione delle acque sotterranee (in µg/l: 39 Clorometano 1.5; 40 Triclorometano 0.15; 41 Cloruro di Vinile 0.5;

-42 1,2-Dicloroetano 3; -43 1,1 Dicloroetilene 0.05; -44 Tricloroetilene 1.5; -45 Tetracloroetilene 1.1; -46 Esaclorobutadiene 0.15; -47 Sommatoria organoalogenati 10).

In quanto organoalogenato, pertanto, dovrebbe rientrare nella relativa sommatoria, la cui concentrazione in acqua sotterranea non deve superare i 10 µg/l.

Gli organi *target* della tossicità del tetracloruro di carbonio, sia nell'uomo sia nell'animale, sono il fegato, il rene e il sistema nervoso centrale (ATSDR, 2005; U.S.EPA, 2010).

Il tetracloruro di carbonio viene rapidamente assorbito attraverso il tratto gastrointestinale e attraverso i polmoni (WHO, 2011), nonché attraverso l'epidermide (U.S.EPA, 2010), onde sono importanti, per esso, tutte le vie di esposizione.

Il bersaglio principale della tossicità e della cancerogenesi è il fegato, organo dove il tetracloruro di carbonio causa degenerazione dei lipidi, necrosi cellulare, fibrosi e cirrosi, effetti rilevati in numerose specie animali e attraverso diverse vie di esposizione (Manibusan, 2007). Nell'uomo si evidenziano gli stessi sintomi di tossicità epatica osservati nell'animale (cirrosi, fibrosi, steatosi, necrosi e alterazione degli enzimi epatici) e varie tipologie di tumori, quali il carcinoma e l'adenoma epatocellulare osservati nelle diverse specie animali, sono anche state riscontrate nell'uomo.

Uno studio epidemiologico (Bove e al., 1995: "*Public drinking water contamination and birth outcomes*") ha suggerito l'associazione tra esposizione materna al tetracloruro di carbonio nell'acqua potabile e insorgenza di difetti alla nascita; in particolare, si è evidenziata una relazione statisticamente significativa tra l'esposizione alla sostanza e l'insorgenza di difetti del tubo neurale (EPA, "*Toxicological review of carbon tetrachloride*", marzo 2010, pagg. 28 – 29).

Tricloroetilene (CASRN 79-01-06)

Conosciuta con il nome commerciale di Trielina, è una sostanza largamente utilizzata nell'industria, soprattutto tra la prima e la seconda guerra mondiale.

Ottimo solvente per composti organici, è stato usato in ambito industriale nell'estrazione di oli vegetali da piante quali soia, cocco e palma, nella decaffeinizzazione del caffè e nell'estrazione di essenze.

Il prof. sottolinea che il TCE è uno dei più comuni inquinanti dei suoli e delle falde acquifere a causa del versamento accidentale o dello scarico deliberato da parte delle industrie nel corso degli anni (Halsey et al., 2005).

E' sostanza estremamente volatile, sicché le concentrazioni sono normalmente basse nelle acque superficiali (1 µg/l) e più alte in quelle sotterranee, dove la volatilizzazione e la biodegradazione sono limitate.

Dati di monitoraggio canadesi e statunitensi in differenti periodi tra il 1994 e il 2002 (documento WHO "*Trichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*") reperibile nel sito internet dell'organizzazione) indicano nel 99% dei campioni provenienti da fonti di acqua potabile (grezza, trattata o distribuita) una concentrazione di TCE inferiore a 1 µg/l, laddove concentrazioni di molto superiori sono state rilevate nelle acque di falda (da 25 µg/l in acqua di falda sotterranea comunale a 1680 µg/l in acque di falda sotterranea privata).

Il TCE era classificato, fino al 1995, nel gruppo 2a IARC (monografia IARC n. 63 del 1995, relativa al TCE) e in categoria b1 EPA; in seguito a nuove evidenze sperimentali e, soprattutto, epidemiologiche, è passato nel gruppo 1 per IARC e nella categoria a per EPA (monografia IARC n. 106, del 2013, relativa al TCE).

Questo passaggio, avvenuto relativamente di recente (EPA sin dal 2005 considerava il TCE un sicuro cancerogeno per l'uomo, IARC è arrivato anni dopo a condividere la stessa valutazione), dimostra come non sia per nulla eccezionale che una sostanza, accertata come cancerogena per gli animali da esperimento, venga poi qualificata tale anche per l'uomo.

Anche il dr. _____ riconosce questa classificazione, ma ne mette in dubbio la persuasività scientifica, affermando che un recente studio epidemiologico del 2013 (Vlaanderen e altri, condotto su un'ampia coorte estratta dalla popolazione della Finlandia, dell'Islanda, della Norvegia e della Svezia) non osserverebbe eccessi di patologie tumorali in relazione all'esposizione al TCE (cfr. pag. 43 della relazione depositata all'udienza del 14.5.2014).

C'è da chiedersi però come la valutazione IARC, che tiene conto di tutti gli studi scientificamente apprezzabili effettuati fino a quel momento (puntualmente indicati nella relativa bibliografia) possa seriamente essere messa in dubbio da un unico studio epidemiologico contrario.

EPA, completando la revisione tossicologica sul tricloroetilene nel settembre 2011, ha concluso che esso è cancerogeno per l'uomo attraverso tutte le vie di esposizione e rappresenta un potenziale pericolo per la salute umana in quanto tossico per il sistema nervoso centrale, i reni, il fegato, il sistema immunitario, il sistema riproduttivo maschile e lo sviluppo dell'embrione/feto (cfr. i 2 seguenti documenti EPA, entrambi del 2011: *"Toxicological review of Trichloroethylene - CASRN 79-01-6 - in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)"* e *"Trichloroethylene Toxicological Review and Appendices"*).

Per quanto concerne la cancerogenicità, l'esposizione alla sostanza è associata all'aumento di incidenza del cancro del rene. Analoga associazione positiva è stata riscontrata anche per altri organi bersaglio, quali il fegato ed il tratto biliare. La somministrazione orale produce un aumento dell'incidenza di tumori del fegato nel topo e di tumori delle cellule renali nel ratto maschio. Nel topo la somministrazione per inalazione induce tumori del fegato e del polmone; nel ratto, tumori delle cellule interstiziali del testicolo. Trattandosi di sostanza che viene distribuita a livello sistemico e subisce un metabolismo da tutte le vie di esposizione, i tumori potenzialmente indotti sono indipendenti dalle modalità di contatto e/o assunzione.

Per quanto riguarda la tossicità non cancerogena, secondo il prof. _____ (pag. 62 osservazioni in replica) *"esistono sia studi sull'uomo che su animali da esperimento che evidenziano danni al sistema nervoso centrale (cambiamenti funzionali e morfologici del nervo trigemino, compromissione della funzione vestibolare, ritardo della funzione motoria, anche durante il neurosviluppo, cambiamenti della funzione o della performance uditiva, visiva o cognitiva), ai reni (nefrotossicità, in particolare sotto forma di tossicità tubolare), al fegato, al sistema immunitario (malattie autoimmuni, tra cui sclerodermia, un particolare tipo di disturbo generalizzato di ipersensibilità, immunosoppressione), al sistema respiratorio (tossicità delle vie respiratorie, soprattutto nelle cellule Clara) e al sistema riproduttivo (tossicità riproduttiva maschile, attraverso effetti sui testicoli, sullo sperma, o sui livelli ormonali)"*.

Il prof. _____ cita alcuni tra i più importanti studi epidemiologici – condotti misurando gli effetti conseguenti ad un'esposizione bassa di TCE – a pag. 64 delle sue note in replica.

In particolare, lo studio del 1994 (Cohon et al.: *"Drinking water contamination and the incidence of leukemia and non-Hodgkin's lymphoma"*) su esposizioni al tricloroetilene presente in acqua potabile in concentrazioni superiori a 5 µg/l è pervenuto a ritenere l'associazione tra TCE e incidenza di leucemia; lo studio del 1995 (Bove et al. *"Public drinking water contamination and birth outcomes"*) ha misurato effetti di esposizione al TCE presente in acqua potabile in concentrazioni superiori a 10 µg/l, evidenziando l'associazione tra tale esposizione nelle madri e difetti del sistema nervoso centrale nei neonati; lo studio del 2013 (Ruckart et al. *"Evaluation of exposure to contaminated drinking water and specific birth defects and childhood cancers at Marine Corps Base Camp Lejeune, North Carolina"*) ha misurato effetti di esposizione al TCE presente in acqua potabile in concentrazioni comprese tra 2 µg/l e 5 µg/l o superiori a 5 µg/l, giungendo ad affermare un'associazione tra TCE e difetti del tubo neurale.

f

Non vi è dubbio, quindi, che, dal punto di vista qualitativo, le sostanze rinvenute nelle acque di Spinetta Marengo presentino, sotto molteplici aspetti, rischi elevati di effetti avversi per la salute, cioè siano contaminate da sostanze che, secondo la definizione generale fornita in precedenza, possono considerarsi “veleni”. Nonostante le riserve dei consulenti della difesa ora sull'uno o sull'altro degli effetti tossici o cancerogeni delle singole sostanze prese in esame dal prof. (sostanze che, si ripete, sono solo alcune di quelle rilevate nell'acqua di falda), la Corte ritiene questo punto pienamente accertato sulla base degli studi – frutto di ricerche ripetute per molti anni, confrontate tra loro e sottoposte a continua revisione critica – delle principali organizzazioni mondiali che si occupano di salute e di ambiente.

Si tratta, ora, di analizzare la relazione tra la dose di contaminante contenuta nell'acqua e l'incidenza dell'effetto sanitario avverso sulla popolazione esposta; si tratta cioè di passare alla considerazione dell'aspetto quantitativo di ciò che è stato definito “veleno”.

Nella consulenza, cui si rimanda per impossibilità di riportare qui analiticamente tutti i dati, il prof. , esaminando alcuni punti di prelievo interni ed esterni allo stabilimento, considerati rappresentativi del sito secondo la relazione di ARPA *“Inquinamento da cromo e da solventi clorurati polo industriale chimico di Alessandria – stato di avanzamento lavori del 21.10.2008”* (doc. 11 in faldone I del fascicolo ex art. 431 c.p.p.), ha prima individuato il valore massimo di concentrazione tra tutte le serie di dati ottenuti, per lo stesso pozzo e la stessa sostanza; ha poi esaminato gli effetti avversi associati all'esposizione a quelle sostanze e l'incidenza di tali effetti in relazione alla dose assunta; ha valutato le modalità di esposizione mediante le quali i potenziali bersagli potevano entrare in contatto con i contaminanti e infine ha calcolato il rischio associato all'esposizione.

Tale calcolo è avvenuto confrontando il peggior valore rilevato nel punto di prelievo con la dose media giornaliera individuata come accettabile dalla comunità scientifica internazionale, per le sostanze cancerogene in relazione alla probabilità incrementale di contrarre un tumore nel corso della vita a causa dell'esposizione e, per le sostanze non cancerogene, in relazione all'indice di rischio (HI), vale a dire il rapporto tra la dose assunta (ADD) e quella tollerabile (RfD), secondo la formula: $HI=ADD/RfD$.

Per gli effetti cancerogeni già si è detto che il criterio di tollerabilità del rischio – cioè il valore soglia al di sotto del quale la probabilità incrementale di effetti cancerogeni sull'uomo si ritiene non già inesistente, ma semplicemente accettabile – si individua, secondo gli istituti scientifici che operano in seno al Ministero dell'ambiente per i siti di interesse nazionale, nei limiti di uno su 1.000.000 per la singola sostanza (10 alla -6) e di uno su 100.000 (10 alla -5) per più sostanze chimiche ovvero per più vie di esposizione alla medesima sostanza. Secondo EPA, i valori non sono preoccupanti – dunque il rischio è accettabile – quando la probabilità incrementale di tumore è inferiore ad 1 su un milione; essi sono discutibili e tali da suggerire l'opportunità di intraprendere azioni di contrasto nell'ipotesi in cui tale probabilità è compresa tra 1 caso su 10.000 ed 1 caso su 100.000; sono decisamente preoccupanti oltre il valore di 1 caso su 10.000.

Per le sostanze tossiche non cancerogene il rischio tollerabile, sia individuale sia cumulativo (cioè conseguente ad una pluralità di contaminanti nell'acqua), si traduce con la formula $HI=1$, vale a dire che si impone di non superare, con il contaminante effettivamente assunto, la RfD.

Tutto ciò premesso, nella tabella 3 di pag. 14 della consulenza del prof. è riportato l'elenco delle sostanze chimiche, suddivise per tipologia, riscontrate nei campioni di acque sotterranee provenienti da falda superficiale e profonda ed il range di concentrazioni rinvenuto (valore minimo e valore massimo in assoluto), confrontato con i valori soglia del D. Lgs. 30/09 (peraltro identici a quelli del D. Lgs. 152/06).

In seguito, da pag. 16 in avanti della relazione citata, sono stati riportati (traendoli dalla relazione ARPA 21 ottobre 2008) i valori massimi di concentrazione delle sostanze chimiche che hanno superato i limiti definiti dalla normativa vigente, secondo la logica del peggior caso possibile, che il c.t. dichiara di aver adottato in quanto permette di escludere con ampio margine di sicurezza potenziali rischi per la salute.

Infine, sulla base di queste informazioni, evidenziati, tra le specie chimiche indagate, i cd. "contaminanti indicatori" (vale a dire quelli che per valori assoluti, frequenza di rinvenimento, pericolo associato alla relativa esposizione, capacità di migrazione tra le diverse matrici ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo sono in grado di meglio determinare il rischio collettivo per la salute pubblica), sono state operate le equazioni – con i valori di *default* indicati nel documento APAT giugno 2005 e successive revisioni, intitolato "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" – necessarie ad individuare sia l'indice di rischio individuale (HI) sia quello cancerogeno (R).

Da pag. 42 della relazione tali punti di prelievo sono indicati in modo analitico: per esempio, il punto IN2, pozzo barriera della profondità di 18,10 metri, che il 28.5.2008 registrava 8203 µg/l di cromo esavalente, 776 µg/l di cloroformio, 185 µg/l di 1,2 dicloroetilene, superava l'HI, con riferimento all'esposizione orale dell'essere umano adulto, rispettivamente di 75 volte per il cromo esavalente, di 2,17 volte per il cloroformio, era invece nei limiti (0,52) per l'1,2 dicloroetilene e superava l'HI rispettivamente di 174,7 volte, 4,96 volte, 1,18 volte per l'essere umano bambino. Il rischio cancerogeno di esposizione orale (R) al cloroformio era assolutamente non tollerabile, in quanto ampiamente superiore al caso di un individuo ogni 10.000, sia per i bambini (3) sia per gli adulti (1,3).

L'obbligatoria economia di esposizione, impone di richiamare la relazione per la verifica degli indici di rischio relativi agli altri punti di prelievo. Qui si segnala solo, al fine di chiarire ulteriormente il metodo del prof. , che l'esempio riportato riguarda un pozzo barriera, cioè un pozzo che intercettava gli inquinanti, ma che a risultati analoghi il c.t. è giunto anche con riferimento a punti di prelievo interni al sito: si veda ad esempio il piezometro B', profondo 18,15 metri, che presentava un rischio individuale (HI) superiore all'unità per l'esposizione orale di adulti e bambini al cromo esavalente, al cloroformio ed al 1,2 – dicloroetilene (rispettivamente 1,47 e 3,43; 21,98 e 51,3; 2,95 e 6,89) nonché al tricloroetilene per i bambini (2,02) ed un rischio cancerogeno non tollerabile per esposizione orale al cloroformio (4,6 e 2,7 per 10 alla -4), all'1,1-dicloroetilene (4,9 e 2,8 per 10 alla -4) ed al tricloroetilene (1,9 e 1,1 per 10 alla -4) per adulti e bambini.

Analoghe conclusioni sono tratte dal prof. anche riguardo a punti di prelievo esterni al sito (si veda, ad esempio, il piezometro 2A AMAG, profondo 20 metri, che presentava un rischio individuale (HI) superiore all'unità per esposizione orale di adulti e bambini al cromo esavalente (rispettivamente 1,13 e 2,6) e all'1,2 dicloroetilene (1,14 e 3,3) ed un rischio cancerogeno non tollerabile al tetracloroetilene per gli adulti (1,2 per 10 alla -5) e, quindi, a maggior ragione, per i bambini; o il piezometro 9A AMAG, profondo 20 metri, che presentava un rischio tossico superiore all'unità per esposizione orale di adulti e bambini al cromo esavalente (2,4 e 5,63), al cloroformio (2,6 e 6,1) ed al 1,2 dicloroetilene (2,6 e 6,2), nonché un rischio cancerogeno non tollerabile per l'esposizione orale di adulti e bambini al cloroformio (5,4 per 100 alla -5 e 3,2 per 10 alla -5).

Vale la pena, per completezza, riportare le conclusioni del prof. al termine del suo elaborato:

- a) *"il rischio acuto ed il rischio cancerogeno riferibile alla popolazione degli adulti e dei bambini sono superati in un numero elevato di pozzi per un numero elevato di parametri;*
- b) *particolare rilevanza, in termini di concentrazione e di rischio conseguente, pare essere ascrivibile in particolare a contaminanti quali il cromo esavalente, il cloroformio e l'1,2 dicloroetilene con concentrazioni tali da suggerire opere di risanamento;*

- c) le analisi di rischio sanitario sono state condotte su acque destinate ad uso industriale e/o irriguo che di fatto allo stato attuale sfuggono alla classificazione di potabilità: uniche eccezioni sono rappresentate dal pozzo n. 8 interno all'area industriale (c/o magazzino materiali tecnici) a 100 metri di profondità utilizzato in passato a scopo umano e dal pozzo "via Barbotta 4 – sig. Cellerino" a 20 metri di profondità e di uso domestico, che presentano livelli di contaminazione marginali e tali da non essere registrabili come negativi in un'analisi di rischio sanitario;
- d) un'attenta analisi rileva che la maggior criticità è tuttavia rilevabile a carico della falda superficiale (limitatamente ai dati sottoposti a osservazione) sia all'interno sia all'esterno del sito industriale, escludendo parzialmente la compromissione della falda profonda;
- e) dai dati raccolti e disponibili risulta di difficile datazione il fenomeno di contaminazione e l'entità dello stesso: ciò è da considerarsi come una variabile di rilevante importanza nell'analisi del rischio pregresso e conseguentemente suggerisce la necessità di ulteriori approfondimenti al fine di poter disporre di un repertorio analitico di più ampio respiro temporale" (pag. 56 relazione).

Le difese hanno criticato l'utilizzo della procedura di *risk assessment* e la sua applicabilità per i fini dell'accertamento del reato.

La critica è stata a tutto campo, nel senso che, come si è già detto, ha riguardato anche le valutazioni qualitative di nocività effettuate dal prof. sulla base delle risultanze di studi epidemiologici e di prove di laboratorio.

Ciò anche se le fonti di conoscenza da cui i dati sono stati tratti avrebbero potuto e dovuto essere da tutti condivise quanto a importanza e credibilità scientifica.

EPA è ente di riferimento mondiale per i problemi dell'ambiente e così pure lo è IARC (International Agency for Research on Cancer), che studia e analizza la natura cancerogena dei contaminanti chimici.

ATSDR (U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry), agenzia del Ministero della Salute statunitense, contende a sua volta a EPA il primato di ente di riferimento mondiale per la tutela della salute dagli inquinanti chimici.

Lo stesso dr. i del resto ha menzionato spessissimo EPA nelle *slides* di presentazione della sua consulenza e nell'esame ed ha ammesso di avere assunto a base del suo lavoro la documentazione prodotta da tale ente, pur contestandone, ma in modo sporadico, alcune conclusioni.

Invece, il prof. non ha esitato a negare ad EPA natura scientifica (cfr. trascr. ud. 10.3.2014, pag. 25), peraltro senza offrire alcuna soluzione alternativa seriamente proponibile in punto banca dati o altre fonti da cui derivare le considerazioni sulla tossicità o meno delle sostanze contaminanti, considerazioni pur sempre indispensabili in un'analisi di pericolosità delle matrici ambientali che da esse sonoaggredite.

A questo tipo di critiche si è già risposto in precedenza e qui ci si limita a ribadire la piena affidabilità degli studi e delle ricerche raccolte dai principali organismi internazionali sull'aspetto qualitativo delle sostanze che nella prospettiva della presente sentenza si definiscono "veleni".

Ma l'obiezione di fondo consiste nell'asserita inidoneità del *risk assessment* a misurare il pericolo penalmente rilevante sul piano dell'avvelenamento, sotto due aspetti differenti eppure strettamente connessi tra loro: da un lato, perché la metodologia attraverso la quale si ricavano gli indici di rischio sarebbe priva della scientificità richiesta in sede penale; dall'altro lato, perché il metodo sarebbe destinato a scopi tutt'affatto diversi, cioè alla valutazione dei progetti di bonifica dei siti contaminati e quindi ispirato a criteri estremamente cautelativi: sicché, in buona sostanza, non solo

l'acqua nella quale i contaminanti superino le CSC, ma anche quella nella quale superino altresì l'indice di rischio non sarebbe affatto acqua "avvelenata", concretamente pericolosa per la salute (dr. i, ud. 26.2.2014, pag. 142).

A proposito della procedura di *risk assessment*, il prof. ha commentato che essa "non è una scienza, il *risk assessment* è un procedimento che utilizza dei concetti che partono dalla scienza per poter dare un'opinione" (trascrizioni ud. del 3.3.2014, pag. 66).

Il dr. ha espresso, in termini meno drastici, la stessa valutazione: "... a mio parere, utilizzando il modello proposto da questo documento, non è possibile arrivare a una dimostrazione di un qualche cosa che possa avere una valenza diciamo scientifica solida, consolidata, che possa poi permettere di trarre delle conseguenze diverse" (ud. 26.2.2014, pag. 142).

Secondo le difese, le criticità fondamentali del metodo si anniderebbero in due passaggi essenziali: il primo è quello della estrapolazione degli effetti dalle alte dosi di sostanza somministrate in via sperimentale agli animali da laboratorio agli effetti derivanti, sempre sugli animali, da somministrazioni a basse dosi, quali quelle cui normalmente è esposta la popolazione umana; il secondo è quello dell'extrapolazione da tali effetti sugli animali agli effetti sull'uomo, rielaborazione eseguita su modelli matematici, con equazioni che importano criteri di *default*, in assenza, come è ovvio, di prove sperimentali sull'essere umano.

Come si è già visto, a tali risultati si arriva attraverso l'applicazione dei c.d. fattori di sicurezza, graficamente rappresentati nella seguente espressione FS (fattore di sicurezza) = UF (Uncertainty Factor) x MF (Modifying Factor), dove UF è il fattore associato all'incertezza nell'extrapolazione del dato da animale a uomo e MF è il fattore che tiene conto dell'adeguatezza del modello sperimentale (specie animali sperimentate, durata dell'esperimento), del livello di qualità dei dati tossicologici utilizzati, delle estrapolazioni dalle alte dosi sperimentali alle basse dosi reali.

L'applicazione di tali fattori porta all'individuazione della *Reference Dose*, cioè di quel quantitativo di sostanza che, a dispetto della sua tossicità, garantisce la popolazione da qualsiasi rischio.

Il bisticcio lessicale tra fattori di incertezza e fattori di sicurezza, che a tutta prima confonde chi legge, si risolve nella semplice considerazione che "per essere sicuri", cioè per non consentire dosi d'assunzione che potrebbero invece essere pericolose, si tiene conto dell' "incertezza" insita nelle estrapolazione dei dati sperimentali di cui si è detto.

Proprio questi fattori, espressioni, secondo i c.t. delle Difese, del c.d. principio di precauzione – della necessità cioè, da parte degli Enti pubblici di controllo, di definire soglie ultraprotettive, al di sotto delle quali certamente non si verifica alcuna conseguenza per la salute umana – non sarebbero in grado di dire che le matrici ambientali sono avvelenate, per la mancanza di prove sperimentali certe che affermino, in modo deterministico, cioè attraverso plurime osservazioni del rapporto di causa/effetto, che quei singoli valori possono causare patologie umane.

Se gli asseriti deficit di scientificità possono essere accettati, a giudizio dei c.t.p., quando sono finalizzati ad esigenze di regolamentazione politico/amministrativa del rischio sanitario, quali strumenti fondamentali per la pianificazione cautelativa di attività pericolose, secondo il principio di precauzione, posto a guida delle politiche ambientali dei paesi occidentali industrializzati, essi non possono invece essere utilizzati per la stima del rischio penalmente rilevante, vale a dire del livello di esposizione cui l'uomo si può ammalare.

Cfr. dr. (trascr. ud. del 26.2.2014, pagg. 138): "C'è da dire prima di tutto che questi limiti non sono valori soglia per la salute umana, cioè non è che se si supera appena questo limite legislativo c'è un pericolo per la salute, questi limiti non hanno a che fare con pericoli reali della salute umana, ma sono frutto di una politica regolamentatoria cautelativa, volta diciamo a contenere a livello più basso i contaminanti presenti nell'acqua o negli alimenti e così sono limiti

anche negli alimenti e non solo nell'acqua. Quindi questi limiti non rappresentano qualche cosa che ha una valenza tossicologica, ma sono limiti precauzionali e anche limiti di qualità delle acque diciamo (...) Quindi sulla base di questo documento a mio parere utilizzando il modello proposto da questo documento non è possibile arrivare a una dimostrazione di un qualche cosa che possa avere una valenza diciamo scientifica solida, consolidata, che possa poi permettere di trarre delle conseguenze diverse. Inoltre questo documento non ha lo scopo di determinare l'esistenza di un pericolo per la salute umana, ma piuttosto, come scrive lo stesso documento, si propone di valutare progetti di bonifica di siti contaminati (...) Cioè lo scopo di questo processo è quello di determinare dei valori soglia diciamo di protezione, per la prevenzione, per la qualità delle acque, degli alimenti, per la salute umana, quindi è chiaro che si tende a sovrastimare il pericolo e quindi è un processo, se vogliamo artefattuale, diciamo tra virgolette, nel senso che non è un processo legato alla realtà dei fatti, si fa però questo esercizio matematico per trovare delle dosi, dei livelli di sostanza che molto probabilmente, ecco, con estrema probabilità, queste dosi non provocano rischi per la salute umana, non sono associate a qualsiasi tipo di pericolo, perché sono dosi che, come dicevo prima, si parte da dosi che già non fanno nulla negli animali e poi si usano dei fattori di protezione, proprio perché l'uomo deve essere poi esposto a queste contaminazioni per tutta la vita, o si presume che possa essere esposto per tutta la vita o nell'acqua da bere o negli alimenti e quindi è un processo che è finalizzato esattamente insomma a questo scopo".

Anche il prof. ritiene che il *risk assessment* non possa definirsi un procedimento scientifico e, per spiegarsi, chiama in causa niente meno che "Il codice da Vinci" (trascr. ud. 3.3.2014, pagg. 66): "Penso che tutti siano a conoscenza del 'da Vinci Code', del 'Codice da Vinci', avete visto probabilmente il film e un altro libro che era stato pubblicato precedentemente, da cui lo scrittore utilizza in maniera molto abile dei concetti reali, quindi dei fatti reali per poi estrapolare la sua storia, fare la sua storia. Esattamente questo è quello che succede molto spesso nel *risk assessment*, si prendono dei fatti, delle considerazioni di carattere scientifico e vi si attribuiscono delle importanze più o meno logiche, che sono poi valutate da gruppi di persone che si occupano di *risk assessment* e che ci danno quindi alla fine un quadro o una potenzialità di rischio. Questo non è quello che in genere la scienza fa. La scienza deve avere una verifica sperimentale, non abbiamo una scienza teorica in medicina, quindi la nostra teoria non può prevedere quello che succederà, a meno di non avere dei dati sperimentali che ci permettono di giudicare se questo avviene o meno. I concetti quindi che noi dobbiamo affrontare sono concetti largamente quantitativi, definizione di tossicità qualitative che prescindono dalle dosi o dall'esposizione dei soggetti, non sono accettabili scientificamente per definire una relazione tra le esposizioni, il composto e i suoi effetti".

E, quanto ai meccanismi di estrapolazione delle dosi-soglia (pag. 73): "Una delle assunzioni, se vogliamo, che sono state fatte negli anni dai *risk assessment* è che non esistono effetti soglia, nel senso che noi possiamo estrapolare a concentrazioni bassissime per delle sostanze degli effetti che poi probabilmente avverranno. Questo non ha assolutamente nessuna base scientifica. Per avere un effetto biologico una sostanza, una molecola, deve per forza interagire con un bersaglio, e se non abbiamo abbastanza molecole di quella sostanza non interagiranno con il bersaglio, perché ce ne sono pochissime, o se interagiscono con un bersaglio non necessariamente lo modificano. Quindi a concentrazioni estremamente basse, che vanno al di sotto di determinati livelli, non si hanno interazioni tra sostanze chimiche o comunque agenti anche naturali biologici con i loro bersagli. Per cui le soglie esistono, esistono delle soglie al di sotto delle quali non si ha nessun effetto e delle soglie al di sopra delle quali si hanno degli effetti".

Per sostenere le proprie teorie, le difese (e particolarmente la difesa nelle conclusioni e nella memoria depositata il 22.9.2014, faldone IX) hanno citato la sentenza n. 173/01 del Tribunale di Venezia che, a proposito dei delitti di avvelenamento e contraffazione di sostanze alimentari, con

specifico riferimento al biota (vongola) di laguna, avrebbe negato l'utilizzo del *risk assessment* per accertare effetti concreti sull'uomo: "l'individuazione dei limiti di assunzione di sostanze tossiche per via alimentare avviene, com'è razionale che sia, declinando il principio di precauzione. La definizione del limite assume finalità protettive. Per garantire tale risultato, la definizione di un limite di protezione si attesta su misure che sono anche ordini di grandezza lontani dalla dose la cui assunzione non provoca effetti tossici negli animali più sensibili (NOAEL) e su misure più distanti ancora da quella che sarebbe pensabile essere dose idonea a provocare minimi effetti indesiderati nell'uomo (...)

Di fatto, la quasi totalità delle sostanze viene regolamentata sulla base di informazioni pertinenti a studi su animale (ed è ovvio che sia così, attesa la necessità di regolare l'uso del tossico a priori ed in contesti di scarsa conoscenza).

Normalmente, due estrapolazioni sono necessarie: 1) la valutazione del rischio per l'animale di un'esposizione a basse dosi, da effettuarsi sulla base di dati ottenuti ad alte dosi; 2) un'estrapolazione quantitativa del dato sperimentale dall'animale all'uomo.

(...) Quindi, l'aspetto più problematico è quello di estrapolazione dall'animale all'uomo (...) questa incertezza viene gestita tramite correzione di fattori di sicurezza da applicare al NOAEL (...).

In ogni caso, vale evidenziare che questi fattori di sicurezza (10,100,1000) e con essi i limiti di esposizione, sono intesi a stabilire livelli ultraprotettivi per la salute umana.

Non si tratta, come qualcuno è parso equivocare, di fattori usati per prevedere a quali livelli di esposizione l'uomo si può ammalare. Pertanto l'esposizione dell'uomo ad una dose lievemente superiore a quella del parametro di protezione così stimato non è espressione della probabilità di un effetto tossico (pagg. 835/836).

In base ai dati di correlazione dose-risposta, alla determinazione del NOAEL ed all'applicazione dei fattori di sicurezza, si arriva alla definizione di un "valore-limite" tossicologico ("valore-soglia", ADI, TDI per gli alimenti) che indica quale dose di una certa sostanza, nelle condizioni di esposizioni date, è ritenuta sicuramente priva di effetti tossici per l'uomo.

(...) Il limite-soglia costituisce un'indicazione, sempre molto conservativa, sulla dose che l'uomo può assumere, liberamente, ogni giorno, per lunghi periodi o addirittura per tutta la vita, per convenzione considerata pari a 70 anni, senza che ciò comporti un'erosione dell'ampio margine di protezione insito in questa indicazione (...). In definitiva, le sostanze "bioaccumulabili" (accumulabili per via alimentare), normalmente presenti negli alimenti in basse concentrazioni, possono risultare pericolose per la salute umana solo a seguito di assunzioni molto prolungate (esposizioni croniche) e solo dopo aver raggiunto livelli di concentrazione cumulativa costante nel tempo ed in equilibrio con i livelli di assunzione. E' di tutta evidenza che l'erosione del margine di garanzia offerto dalla DGA (o dalla TDI, o comunque da un "valore-soglia" pertinente a queste sostanze), è funzione delle assunzioni "medie", di lungo periodo (...) L'eventualità di assunzioni di breve periodo, i cosiddetti "picchi di assunzione" (...) non sono cosa da mettere in relazione al parametro di protezione di cui si tratta (...) In tanto si può parlare di superamento della DGA in quanto l'assunzione media e sul lungo periodo supera tale grandezza. Superamenti sporadici di tale soglia non sono significativi ai fini dell'erosione degli ampi margini di protezione".

Ad un'attenta lettura, però, la sentenza sembra affermare qualcosa di diverso da quanto ritenuto dalle Difese e con esse dal prof. ..., che alla sentenza ha fatto più volte riferimento nel corso del suo esame.

Il Tribunale di Venezia non nega affatto valore al metodo del *risk assessment*, semplicemente ne valuta la cautelatività ed afferma che il semplice, sporadico, modesto superamento del valore-limite di tossicità, determinato dall'applicazione dei fattori di sicurezza al NOAEL, a sua volta determinato dai dati di correlazione dose-risposta, non è sintomo di avvelenamento delle sostanze o dell'acqua destinate all'alimentazione.

Φ

Solo attraverso questo ragionamento il Tribunale è giunto a valutare la prova dell'accusa totalmente insufficiente già con riferimento al superamento dei limiti-soglia: *"se fosse stato possibile verificare il superamento dei limiti-soglia (superamento del TDI o di altro parametro definito in funzione di protezione) non avremmo verificato (ancora) la sussistenza di pericoli alimentari (nell'accezione tipica dell'avvelenamento o dell'adulterazione pericolosa) come idoneità dell'esposizione a procurare effetti avversi. Ma avremmo potuto orientare ed affinare la ricerca verso l'individuazione delle classi di esposizione capaci di produrre effetti indesiderati sulla salute. In fatto, l'evidenza probatoria disponibile permette di verificare che le esposizioni pertinenti alle concentrazioni di inquinanti di interesse processuale non superano i valori-soglia"* (pag. 833).

A seguito del giudizio d'appello – della cui decisione sono stati riportati dai difensori alcuni stralci, ma in modo improprio, poiché le citazioni non appartengono alla sentenza di secondo grado, sono solo la mera pedissequa trascrizione di brani di quella di primo grado, riprodotti in apertura della motivazione – il processo è approdato alla Corte di Cassazione, la cui decisione (sez. 4a, 17.5.2007 n. 4675) appare ovviamente di assai maggiore interesse.

E' bene anticipare subito che la sentenza non affronta direttamente il caso specifico dell'avvelenamento o dell'adulterazione colposa delle acque e delle sostanze destinate all'alimentazione in esse viventi perché, come si legge alle pagg. 370 ss., il ricorso sul punto, presentato congiuntamente dalla Presidenza del Consiglio dei Ministri e dal Ministero dell'ambiente, senza che altre parti processuali avessero a loro volta impugnato il relativo capo della sentenza, è stato abbandonato per rinuncia, con il risultato che le relative statuizioni sono divenute definitive, precludendo l'ulteriore esame della Suprema Corte.

Tuttavia, la sentenza afferma, sia pure sotto un altro profilo e, precisamente, sotto quello dell'ambito di prevedibilità dell'evento in materia di colpa, principi che possono valere anche nel caso di specie.

Innanzitutto (pag. 288) la Cassazione esclude che possa distinguersi tra rischio e pericolo, riferendo il primo solo al legislatore ed al pubblico amministratore:

"Non è quindi condivisibile la distinzione - oggetto di particolare approfondimento in alcuni ricorsi ed in particolare in quello del responsabile civile - tra rischio e pericolo: distinzione che, in tesi difensiva, varrebbe a diversificare gli obblighi di intervento preventivo esistenti solo nel caso di accertamento del pericolo mentre il rischio riguarderebbe soltanto il legislatore o il pubblico amministratore.

Rischio e pericolo - come è agevole constatare leggendo le definizioni che ne danno i dizionari in uso - sono in realtà concetti sovrapponibili e indicano entrambi una situazione o circostanza da cui può derivare un danno. Questa difficoltà, se non impossibilità, di distinguere tra rischio e pericolo è del resto confermata dalla circostanza che gli studiosi che hanno tentato di individuare queste differenze sono pervenuti a risultati non solo insoddisfacenti ma addirittura contraddittori. Basti pensare che vi è chi individua una differenza di tipo qualitativo e chi opta invece per una differenza di tipo esclusivamente quantitativo".

Inoltre, riguardo all'applicazione del principio di precauzione ed alla rilevanza dei superamenti di valori-soglia ispirati da detto principio, la Suprema Corte ancora precisa (sottolineature della scrivente):

"Semmai sarebbe corretto affermare che il c.d. principio di precauzione non ha una diretta efficacia nel diritto penale ma è volto soltanto ad ispirare le pubbliche autorità nelle scelte di regolamentare o vietare l'esercizio di determinate attività quando esista il sospetto di una loro pericolosità che però mai ha trovato conferma. Il presupposto per questi interventi è costituito dall'incertezza scientifica sulla dannosità per la persona umana, per es., di una determinata esposizione ad un agente di cui non siano ancora conosciuti gli effetti.

I casi sono ben noti: da anni si discute sulla possibile efficienza lesiva delle onde elettromagnetiche provenienti da impianti di trasmissione radiotelevisiva ma fino ad oggi non si sono avute conferme scientifiche di questi effetti e lo stesso può dirsi per le emissioni derivanti dagli impianti di telefonia cellulare. E come non ricordare le accese discussioni, anche in sede scientifica, dei possibili effetti dannosi dei prodotti (in particolare di quelli alimentari) geneticamente modificati?

E' ovvio che, fino a quando non si abbia una conferma scientifica degli effetti dannosi di queste esposizioni sulla persona umana il problema non riguarda il diritto penale ma è rivolto alle scelte politico-amministrative che possono essere o meno ispirate ad un rigore preventivo per evitare danni ad oggi non confermati trattandosi di ipotesi prive di conferma e quindi di concretezza.

Ma ben diverso è il caso in cui una determinata esposizione si sia già dimostrata dannosa per la salute umana anche se non siano ancora ben delineati i confini di tale pericolosità. In tal caso sorge l'obbligo per l'agente di eliminare o ridurre nei limiti del possibile l'esposizione in modo da ricondurla in termini di non pericolosità (se già fosse dimostrata l'efficienza lesiva delle onde elettromagnetiche sulla salute dell'uomo sorgerebbe immediatamente quanto meno l'obbligo di ridurle anche in previsione di ulteriori danni, eventualmente più gravi, oggi non conosciuti).

Ha senso poi parlare di distinzione tra rischio e pericolo e di principio di precauzione quando il legislatore abbia già fatto la sua scelta classificando come nociva una determinata sostanza ed imponendo la riduzione delle esposizioni nei limiti del possibile e altre cautele (per es. le visite periodiche)?" (pag. 289).

Il che, tra l'altro, val quanto dire – e si anticipa qui un'osservazione pertinente alla valutazione dell'elemento soggettivo – che se la successiva evoluzione delle conoscenze scientifiche in punto nesso di causa tra azione/omissione ed evento non può essere addebitata all'agente in quanto elemento non conosciuto né conoscibile al momento della condotta, altrettanto non può dirsi per quegli ulteriori approfondimenti che qualificano in modo più grave gli effetti di una sostanza già ampiamente conosciuta come nociva (si pensi ad esempio alle varie revisioni critiche della cancerogenicità per via orale del cromo esavalente), proprio perché la pericolosità conosciuta impone l'adozione delle massime cautele *"anche in previsione di ulteriori danni, eventualmente più gravi, oggi non conosciuti"*.

Pur esprimendo con forza queste stesse convinzioni, il prof. _____ si è fatto carico delle obiezioni dei c.t.p., verificando se ed in che modo ne derivassero conclusioni diverse in riferimento alla tutela della salute pubblica.

Così, seguendo il ragionamento del prof. _____ (esaminato alle udienze del 3 e del 10.3.2014) e del dr. _____ (esaminato alle udienze del 26.2 e del 3.3.2014, faldoni VII e VIII), per i quali i cd. fattori di sicurezza e/o incertezza che presiedono all'individuazione della Reference Dose hanno senso nell'attività di minimizzazione del rischio di esclusiva competenza dei pubblici amministratori, ma abbassano talmente il livello di innocuità di una sostanza da escludere che il superamento di quel livello comporti un concreto pericolo per la salute umana (cfr. trascr. ud. del 3.3.2014, in faldone 1 trascr., pag. 88/89: *"E che valori sono? Sono valori arbitrari, non sono valori che derivano dalla scienza o da esperienze scientifiche, sono valori che una comunità di persone che si occupano di risk assessment considera validi per cercare di minimizzare il rischio...in pratica il concetto di base di questi valori è di proteggere la popolazione anche in vista di potenziali effetti nel futuro che ci possano dire che alcune di queste sostanze in realtà potrebbero produrre effetti"* e pag. 90: *"I fattori di incertezza sono per definizione fattori di incertezza e (...) sono per definizione fattori arbitrari, non esiste una prova sperimentale che il fattore di incertezza attribuito a una sostanza di 100, di 1000 o di 10000 sia un valore reale, sono valori arbitrari che la comunità di persone che si occupano di risk assessment applicano per cercare di stabilire dei livelli soglia che possano essere sicuramente di sicurezza. Quindi hanno a che fare pochissimo con dei dati sperimentali ottenuti nell'uomo"*; e, ancora, pag. 91: *comunque siano determinati i fattori di*

CP

incertezza, (...), derivano da valutazioni soggettive e non validate dalla sperimentazione, anzi in realtà sono in contraddizione con la sperimentazione e per me questo è un fatto estremamente importante. O crediamo nella scienza e la scienza ci stabilisce che i valori che producono degli effetti sono tali, oppure crediamo nella arbitrarietà", il prof. ha rifatto alcuni calcoli partendo dal valore del NOAEL, senza applicare fattori di incertezza, se non quelli di conversione inter ed intraspecie.

Questo non vuol dire dar ragione al prof. quando sostiene che i fattori di incertezza sarebbero determinati arbitrariamente, perché essi sono invece frutto di un'analisi scientifica, niente affatto casuale o atecnica, che ha valutato diversamente per ogni contaminante la pericolosità e la cancerogenicità ed in ragione di tali studi ha determinato i relativi indici divisorii in modo specifico, a seconda della sostanza (ora 3, ora 10, ora 100). L'espressione "fattore di incertezza", evocativa di uno stato di insicurezza scientifica, non deve invero trarre in inganno, mal conciliandosi con gli studi attraverso i quali sono stati determinati i coefficienti che abbassano i NOAEL o gli altri valori ricavati sperimentalmente sugli animali.

Tuttavia, si è voluto percorrere questa diversa strada per trarre conferma delle conclusioni cui si era pervenuti con la consulenza.

Il prof. ha quindi eliminato i cd. fattori d'incertezza, ma ha tuttavia ribadito come imprescindibile l'applicazione di quelli che esprimono la differenza di reazione ad un contaminante tra l'uomo e i diversi animali da esperimento: fattori che spesso impropriamente si definiscono di "sicurezza" ma che, invece, devono chiamarsi, molto semplicemente, di "conversione" o di "correzione".

Essi, determinati attraverso precisi studi, condivisi dalla comunità scientifica mondiale, non possono essere trascurati nella corretta applicazione all'uomo dei risultati sperimentali sugli animali.

La FDA (Food and Drug Administration) statunitense, nel documento *"Guidance for Industry – Estimating the Maximum Safe Starting Dose in Initial Clinical Trials for Therapeutics in Adult Healthy Volunteers"* (consultabile nel relativo sito web), spiega come l'elaborazione dei fattori di conversione, di cui alla tabella riportata precedentemente, sia frutto di un preciso calcolo basato sulla superficie corporea dei vari esseri viventi considerati.

Il prof. ha ribadito altresì che la valutazione dev'essere condotta sui due differenti piani della tossicità e della cancerogenicità, che hanno criteri assolutamente diversi, tali da non poter essere affatto ridotti alla formula per cui a basse concentrazioni consegue la cancerogenicità mentre alle alte consegue la tossicità (come, invece, sembrerebbe sostenere il dr. i, cfr. trascr. ud. 3.3.2014, pagg. 23 - 24: *"Quindi in generale, se vogliamo fare una valutazione complessiva, pur con alcune eccezioni specifiche che possiamo dare, però la valutazione complessiva è che la dose tossica è sempre più alta della dose cancerogena, valutata per la cancerogenicità o valutabile per la cancerogenicità"*).

Come già si è detto, la tossicità dipende dalla dose assunta e la classificazione delle organizzazioni internazionali è basata sulla fissazione di soglie, individuate come microgrammi di sostanze assunte x chilo di peso corporeo x giorno di assunzione, al superamento delle quali l'effetto negativo sulla salute umana è ritenuto esistente: ovviamente, all'aumentare della dose esso aumenta e si estende anche ad altri bersagli.

La cancerogenicità, invece, è determinata classificando i contaminanti in alcune categorie predefinite, il cui contenuto è sostanzialmente simile tra i principali enti internazionali, benché sia abbastanza diverso il metodo di classificazione delle sostanze all'interno delle stesse.

Tornando quindi alle principali sostanze esaminate, semplicemente utilizzando il NOAEL ridotto attraverso il fattore di conversione, questi sono stati i risultati.

Cromo Esavalente (CASRN 18540-29-9)

Il D. Lgs. 31 del 2.2.2001, "Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano", stabilisce, all'allegato 1, i parametri microbiologici e chimici dell'acqua potabile e, con riferimento al parametro "cromo totale", fissa il quantitativo massimo in 50 µg/l, senza alcuna ulteriore specificazione per il cromo esavalente.

Il D. Lgs. 152 del 3.4.2006, il c.d. Testo Unico Ambientale, nell'allegato 5 al titolo V e, già prima, il D.M. 471/99, attuativo dell'art. 17 del D. Lgs. 22/97, stabilisce, con riferimento al parametro "cromo totale", il quantitativo massimo di 50 µg/l e, con riferimento al "cromo esavalente", quello di 5 µg/l.

Il livello massimo di contaminante in acqua potabile stabilito da EPA nel 1991 è di 100 µg/l, mentre la California ne ha assunto uno inferiore, di 50 µg/l. Tali limiti sono peraltro soggetti a continua revisione in considerazione dei numerosi studi che rivalutano costantemente la pericolosità della sostanza.

Utilizzando il metodo del prof. [redacted] ed applicando la RID indicata da EPA (3 µg/l per kg di peso corporeo al giorno), un uomo di 75 kg non dovrebbe assumere più di 225 µg/l al giorno di cromo esavalente, una donna di 60 kg più di 180 µg/l, un ragazzo di 30 chilogrammi più di 90 µg/l, un bambino di 15 kg più di 45 µg/l; vale a dire che stimando un consumo medio di 2,5 litri al giorno per gli adulti e di 2 litri per i bambini e i ragazzi, i quantitativi massimi di CrVI che un'acqua potabile dovrebbe contenere, per non essere dannosa o pericolosa per la salute, sarebbero, rispettivamente, 90 µg/l, 72 µg/l, 45 µg/l, 22,5 µg/l.

Partendo invece dal NOAEL, come vorrebbe il prof. [redacted], la dose cui si ricollegano i primi effetti dannosi del cromo esavalente assunto per ingestione, nelle prove sperimentali sul ratto, è di 25 mg/Kg-die.

Applicando il fattore di incertezza 100 inter ed intra specie si giunge ad una HED (Human Equivalent Dose) pari a 0,25 mg/Kg-die.

Utilizzando questa HED e calcolando il quantitativo di sostanza che possono assumere un adulto di 70 Kg ed un bambino di 15 Kg per non superare la soglia, si arriva ai consumi seguenti (pag. 41 osservazioni in replica alle obiezioni dei CT della difesa):

Adulto

$(0,25 \times 70 \text{kg}) = 17,5 \text{ mg/die}$

Bambino

$(0,25 \times 15 \text{kg}) = 3,75 \text{ mg/die}$

Vale a dire che, stimando il consumo di 2,5 litri al giorno, l'acqua non dovrebbe contenere più di 7 mg/l di cromo esavalente, quindi oltre i 7000 µg/l sarebbe pericolosa. Non parliamo poi del bambino, la cui dose "sicura" (sempre calcolata partendo dal NOAEL sul topo e applicando il solo UF di conversione inter-specie) è rappresentata da 3,75 mg/die, quindi, stimando il consumo medio di 2 litri al giorno, l'acqua non dovrebbe contenere più di 1,875 mg/l (1875 µg/l), diventando pericolosa oltre questo limite.

Seguendo questo criterio, atteso il valore massimo misurato del piezometro PzIn2 il 28.5.2008 (8203 µg/l, vale a dire 8,203 mg/l), la dose sicura per l'uomo adulto sarebbe superata dopo 2,1 litri e dopo 0,45 litri per il bambino (infatti, 17,5 mg/l diviso 8,203 mg/l dà il risultato di 2,1 litri; 3,75 mg/l diviso 8,203 dà il risultato di 0,45 litri).

Secondo il c.t. della Pubblica Accusa, il prof. [redacted] cade in un errore inaccettabile quando afferma che la quantità d'acqua, pur molto contaminata come quella del piezometro PzIn2, che un uomo adulto dovrebbe bere per contrarre una qualsiasi patologia sarebbe smisurata (426-597 litri al

giorno). Il suo è, invero, un calcolo di tossicità acuta: $50/70 \text{ mg} \times \text{kg} \times \text{die}$ (tossicità acuta), ove il peso è, per convenzione, di $70 \text{ kg} = 3500/4900 \text{ mg/die}$, divisi per 8,203 (concentrazione di cloro nel PzIn2) = 426/597 litri; ugualmente, per il bambino: $50/70 \text{ mg} \times 15 \text{ kg} = 750/1050 \text{ mg/die}$, divisi per 8,203 = 91,4/128 litri.

La tossicità acuta discende infatti, con ogni evidenza anche per i non scienziati, da dosi assai maggiori di quelle richieste dalla tossicità cronica, calcolata su lassi di tempo molto superiori, in genere nell'ordine di anni: è dunque ovvio che il valore soglia su base cronica è considerevolmente inferiore a quello indicato dal prof. e che le critiche alle conclusioni del prof. fondate su tali parametri non possono essere prese in considerazione.

Ciò senza contare che, nelle osservazioni in replica, il prof. ha ulteriormente precisato come l'approccio condiviso dai più autorevoli enti scientifici internazionali (pagg. 41-42) prevede invece, contrariamente a quanto sostenuto dal c.t. della difesa, proprio *“l'utilizzo della RfD come dose sicura per l'uomo, sottolineando che essa si calcola partendo comunque dal NOAEL, al quale si applicano gli opportuni UF. Tale valutazione in questo caso non risulterebbe rappresentativa dell'evoluzione delle conoscenze scientifiche ad oggi disponibili poiché la RfD, risalente al 1958, è pari a 0,003 mg/kg-die. Quindi in questo caso per una corretta valutazione del rischio si utilizza il parametro tossicologico più recente corrispondente al MRL (Minimal Risk Level dell'ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry) pari a 0,0009 mg/kg-die.*

Tale valore porta a calcolare una dose espositiva per l'uomo adulto pari a 7,7 ml (indicativamente la quantità corrispondente a mezzo cucchiaino di acqua) e per il bambino pari a 1,6 ml (indicativamente la quantità corrispondente a meno di mezzo cucchiaino di acqua).

Sulla base delle ultime evidenze scientifiche del National Toxicology Program, l'EPA ha in programma un aggiornamento dei valori limite di CrVI di acqua potabile sulla base del California Public Health Goal (PHG) pari a 0,02 µg/l, concentrazione alla quale non si evidenziano rischi per la salute”.

Tricloroetilene (CASRN 79-01-06).

Il limite massimo nelle acque potabili, secondo il D. Lgs. 31/2001, è di 10 µg/l (inteso come sommatoria di tricloroetilene e tetracloroetilene), mentre la concentrazione soglia di contaminazione (CSC) nelle acque sotterranee, secondo il D. Lgs. 152/2006, è di 1,5 µg/l.

Il valore guida provvisorio della WHO per l'acqua potabile è di 20 µg/l.

La concentrazione di TCE in falda su cui hanno lavorato i CT è quella di 134 mg/l nel sito interno, rilevata in data 5.11.2009 nel piezometro P9 e di 9,12 mg/l nel sito esterno.

Applicando, in conformità con l'approccio condiviso dai più autorevoli enti scientifici internazionali, la RfD, la dose sicura per l'uomo in caso di esposizione cronica si fissa nel limite di 0,00051 mg/l (0,51 µg/l) per kg al giorno, quindi per l'adulto l'ingestione massima giornaliera si attesta su 0,0357 (0,00051mg x 70 kg) mg/die (35,7 µg/l) e per il bambino su 0,0076 (0,00051 mgx15 kg) mg/die (7,6 µg/l).

L'acqua alla concentrazione massima rilevata nel sito diventerebbe perciò pericolosa per l'uomo adulto oltre il quantitativo di 0,00026 litri, indicativamente corrispondente alla punta di un cucchiaino da caffè e per il bambino oltre quello di 0,000057 litri, equivalente a poche gocce (infatti: $0,0357 \text{ mg}:134 = 0,00026 \text{ litri}$; $0,0076 \text{ mg}:134 = 0,000057 \text{ litri}$).

Il prof. nelle osservazioni in replica ai c.t. delle Difese, riformula le proprie conclusioni alla luce dei loro criteri.

Il prof. si basa, per il tricloroetilene, sui risultati sperimentali di uno studio americano (Klaunig et al, 1991 Progr. Clin Biol Res: 369:185-194) che individuerrebbe la soglia pericolosa per l'uomo in 35 gr. al giorno, sulla base di un NOAEL accertato sul topo di 500 mg/kg die, da moltiplicarsi quindi per i convenzionali 70 chilogrammi di peso dell'uomo adulto; sicché, facendo

Tetracloruro di Carbonio (CASNR 56-23-5).

Nella zona dell' , dove è localizzato il piezometro B', la sostanza ha raggiunto valori di 1.019 µg/l il 28.5.2008, 6.916 µg/l il 17.6.2008, 3.900 µg/l il 1.7.2008.

Fuori dell'area industriale, nella pianura dove l'acqua contaminata si diffonde e, necessariamente, le concentrazioni si diluiscono, esistono ancora valori significativi: 1.100 µg/l in data 22.7.2008 in P9AMAG; 2.350 µg/l in data 1.7.2008 in P2 (pozzo barriera).

Successivamente, la sostanza, nel sito interno, ha raggiunto ben altri valori: 62.200 µg/l in P4 il 17.12.2009, 65.300 µg/l in P4 il 13.7.2010, 170.000 µg/l in P3 il 26.5.2011, 75.600 µg/l in P3 il 6.6.2012.

Il valore massimo rilevato, peraltro, è sul PzIN85, che il 29.11.2008 ha fatto registrare 253.000 µg/l. I c.t. hanno lavorato su questo valore e su quello di 39.122 µg/l rinvenuto nel sito esterno.

La legge sulla potabilità ed il D. Lgs. 152/06 non indicano la concentrazione massima accettabile della sostanza, ma le linee guida dell'OMS stabiliscono una dose tollerabile di assunzione di 1,4 µg/Kg, derivante da un NOAEL di 1 mg/kg */die* per gli effetti epatotossici evidenziati a livello sperimentale, cui è stato applicato un UF pari a 500.

L'Agenzia americana per la protezione dell'ambiente, U.S.EPA, ha fissato il livello massimo di contaminante nell'acqua potabile (MCL, Maximum Contaminant Level) a 0,005 mg/l (5 µg/l), superato il quale gli individui possono sviluppare effetti avversi a livello epatico e possono avere un incremento del rischio di sviluppare neoplasie.

Il valore di OMS, moltiplicato per il peso di un individuo adulto (70 Kg) e diviso per il tasso giornaliero di assunzione di acqua (2 l/*die*) permette di calcolare una concentrazione massima ammissibile di tetracloruro di carbonio di 0,14 mg/l, ovvero 140 µg/l ($0,004 \times 70 = 0,28 : 2 = 0,14$).

Pertanto, sulla base della concentrazione massima rilevata nel sito (253 mg/l), un uomo adulto supera la "soglia di sicurezza" dopo 0,011 litri ($0,004 \times 70 = 0,28 \text{ mg} : 253 = 0,011$ litri) ed un bambino dopo 0,00023 litri ($0,004 \times 15 \text{ kg} = 0,06 \text{ mg} : 253 = 0,00023$ litri).

Ribadito che il tetracloruro di carbonio è inserito nella categoria 2b come possibile cancerogeno umano, con riferimento ai tumori del fegato, della ghiandola mammaria, del rene e del sistema nervoso centrale indotti nell'animale, considerando un uomo adulto di 70 Kg e l'ingestione di 2 litri di acqua al giorno, EPA stima un caso incrementale di tumore ogni 10000 persone esposte a 50 µg/l, uno ogni 100.000 esposto alla concentrazione di 5 µg/l ed uno ogni 1.000.000 di esposti alla concentrazione di 0,5 µg/L (Toxnet, 2014).

Il prof. ha rifatto i calcoli proposti dal prof. nella relazione e nella *slide* della sua presentazione, assumendo gli stessi dati che quest'ultimo ha posto a base delle proprie considerazioni sulla tossicità del tetracloruro di carbonio e cioè lo studio di Bruckner ed altri del 1986, lo stesso dal quale EPA è partita per la determinazione della RfD (EPA, "*Toxicological review of carbon tetrachloride*", march 2010, pagg. 39 – 40).

Si tratta, anche in questo caso, peraltro, di uno studio relativo alla tossicità acuta, cioè agli effetti prodotti dalle sostanze chimiche in un breve lasso di tempo, che generalmente coincide con un decimo della vita dell'animale (nel caso del ratto, che vive una media di 3 anni, la somministrazione per 14 settimane corrisponde, grosso modo, ad un decimo del suo arco vitale).

Peraltro, il Pubblico Ministero avverte che alle pagg. 39 – 40 dello studio dell'EPA i dati della ricerca Bruckner sono riportati in modo diverso.

Infatti, lo scienziato americano, che ha somministrato tetracloruro di carbonio a gruppi di ratti per alimentazione forzata mediante sonda gastrica (cfr. la scheda EPA, pag. 39: "*Groups of 15-16 adult male Sprague-Dawley rats were given doses of 0, 1, 10, or 33 mg/kg of analytical-grade carbon tetrachloride by oral gavage in corn oil 5 days/week for 12 weeks (time-weighted average doses of*

riferimento al punto di prelievo ove sono stati rilevati 134 mg. di tricloroetilene, afferma che si "dovrebbero bere 261 litri d'acqua al giorno per raggiungere i 35 gr. giornalieri", secondo il seguente calcolo: $35.000 \text{ mg.} (500 \times 70): 134 = 261,19$ (cfr. slide 19).

Va subito osservato che, dal punto di vista scientifico, un approccio che considera i dati di un solo studio, quando le organizzazioni mondiali più accreditate formulano i propri risultati sull'esame comparato di innumerevoli ricerche, non è certamente condivisibile; e ciò senza contare che il lavoro da cui il prof. [] trae il suo NOAEL non è neppure citato tra le centinaia di pubblicazioni prese in considerazione nelle "references" delle monografie dedicate alle singole sostanze: né nella monografia IARC n. 63, del 1995 (di 4 anni successiva allo studio), né nell'aggiornamento n. 106 del 2013, né nella monografia EPA, datata agosto 2001.

Solo la monografia ATSDR del 1997 riporta questo studio, mettendone in evidenza, peraltro, il fatto che si tratta (di nuovo) di un lavoro sulla tossicità acuta (pag. 93), di un lavoro, cioè, che misura effetti in un brevissimo lasso di tempo, nel caso di specie di 7 e di 14 giorni.

Lo studio americano registra comunque, secondo quanto afferma il prof. [], un effetto negativo nel topo (aumento della divisione cellulare nel fegato) a seguito di somministrazione di dosi di $500 \text{ mg} \times \text{kg} \times \text{giorno}$.

Dividendo il valore riferito al topo per il fattore di conversione di cui alla tabella riportata *retro* (per il topo 12,39, perciò $500:12,39$), la dose pericolosa per l'essere umano diventa di $40,35 \text{ mg} \times \text{Kg}/\text{die}$, vale a dire di 2824,85 mg per l'uomo adulto del peso standard di 70 chilogrammi: pertanto, alla concentrazione massima rilevata nel sito, l'adulto dovrebbe bere una quantità ancora molto alta di acqua (oltre 21 litri); ma in compenso un bambino di due anni, del peso di 10 Kg, supererebbe i limiti di "acqua sicura" bevendone tre litri, dato che diventa assai meno iperbolico di quello calcolato dal prof. [] ($40,35 \times 10 = 403,5 : 134 = 3,01$).

Se però a questi risultati si applicano i fattori di sicurezza inter ed intra specie per estrapolare il dato da animale a uomo e da uomo a uomo, secondo le diverse sensibilità individuali (divisore 100), quindi se si divide il NOAEL di 500 mg per 100, un uomo adulto sarà al sicuro se non introita più di $350 \text{ mg}/\text{die}$ ($5 \times 70 \text{ kg}$), una donna più di $300 \text{ mg}/\text{die}$ ($5 \times 60 \text{ kg}$) ed un bambino più di $75 \text{ mg}/\text{die}$ ($5 \times 15 \text{ kg}$) e rispettivamente supereranno questo limite, alla concentrazione massima del sito, a 2,61 litri, 2,23 litri ed a 0,56 litri.

Ricapitolando: sulla base della RfD, un uomo di 75 kg di peso raggiunge quantitativi massimi di esposizione "sicura" a $35,7 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$; una donna di 60 kg a $21,42 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$; un bambino di 15 kg a $7,6 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$. Cioè, stimando i consumi secondo il quantitativo convenzionale di consumo giornaliero, l'acqua non è più sicura se supera concentrazioni, rispettivamente, di 14,28, 8,56, $3,8 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$.

Alcuni valori per tutti (si badi bene riferiti a punti di prelievo esterni al sito): il pozzo AMAG P12 il 7.7.2008 presentava concentrazioni di tricloroetilene di $33,4 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$; il pozzo P2 AMAG il 19.6.08 presentava valori di tricloroetilene di $54 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$ ed il 7.7.2008 di $65,2 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$.

Seguendo invece il calcolo che applica solo il fattore di conversione intra ed interspecie al NOAEL, un uomo di 75 kg di peso berrà acqua sicura se questa non supera la concentrazione di $140 \text{ mg}/\text{l}$ ($350 \text{ mg}:2,5 \text{ lt}$), di $120 \text{ mg}/\text{l}$ per una donna ($300 \text{ mg}:2,5 \text{ lt}$) ed un bambino di $37,5 \text{ mg}/\text{l}$ ($75 \text{ mg}:2 \text{ lt}$).

Il valore di $134 \text{ mg}/\text{l}$ su cui hanno lavorato i consulenti sarebbe, allora, quanto meno pericoloso per le donne e i bambini.

A proposito degli effetti cancerogeni, inoltre, il prof. [] riporta il dato di EPA, che stima un caso incrementale di tumore ogni 10.000 persone esposte a $50 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$ di TCE; con la concentrazione maggiore rilevata nel sito ($134.000 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$) la stima, chiaramente inaccettabile, sarebbe di un caso di tumore ogni quattro persone esposte ($134.000:50 = 2680$; $10.000:2680 = 3,73$).

EPA sulla base del medesimo studio Bruckner, l'acqua non dovrebbe raggiungere più di 6,60 mg/lit. per l'uomo adulto ($0,236 \times 70:2,5$) e più di 1,77 mg/lit per il bambino ($0,234 \times 15:2$).

Evidente che, a prescindere dalla concentrazione massima su cui hanno lavorato i CT, molti dei pozzi del sito e fuori dal sito presentavano valori ben superiori, non solo rispetto alla RfD, ma anche semplicemente rispetto a quanto risulta dall'applicazione dei fattori di conversione inter ed intra specie ed anche dei soli fattori inter specie ai valori sperimentali sopra riportati che, non si dimentichi, sono riferiti ad una ricerca di tossicità acuta.

Si tratta di valori superiori di diversi ordini di grandezza rispetto a quelli individuati col sistema della *reference dose*, valori che pertanto di certo non possono essere liquidati come il prodotto dell'applicazione di criteri ultraprudenziali.

Parafrasando proprio la sentenza del Tribunale di Venezia, un simile raffronto rende evidente di quanto sia stato superato, per diversi punti di prelievo, quel valore ipercautelativo previsto dal sistema di *risk assessment* di cui la difesa sostiene l'inapplicabilità nella valutazione di pericolosità dell'acqua.

Cloroformio (CASNR 865-49-6).

Il valore massimo rinvenuto nel sito interno è di 290.000 µg/l e nel sito esterno di 160.714 µg/l, peraltro non è specificata la data del prelievo; ma sono ampiamente sufficienti al ragionamento che segue i valori reperibili nella relazione ARPA del 21 ottobre 2008 (doc. 11 in faldone 1 del fascicolo per il dibattimento): ci si riferisce, a titolo meramente esemplificativo, ai 661,7 µg/l ed agli altri analoghi valori del piezometro V rilevati in data 28.5.2008 e nelle date vicine; ai 776 µg/l del piezometro PzIN2 in data 28.5.2008; ai 7000 µg/l ed agli 8025 µg/l del piezometro B' in data 17.6 e 1.7.2008; ai 788,7 µg/l ed ai 950 µg/l del pozzo P9A AMAG in data 7.7 e 22.7.2008.

Per il D. Lgs. 31/2001 il valore limite, come sommatoria dei triometani, quindi cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano, bromodichlorometano, è di 30 µg/l; per la direttiva del Consiglio d'Europa concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano 98/83/CE il valore limite è di 100 µg/l come sommatoria dei triometani, per la WHO di 300 µg/l riferiti al solo cloroformio.

La *reference dose* della sostanza è di 0,01 mg x kg/die: per un adulto di 70 kg il quantitativo di assunzione ($0,01 \times 70$) è di 0,7 mg/die; per un bambino di 15 kg ($0,01 \times 15$) è di 0,15.

Con la concentrazione massima rilevata nel sito, un uomo supera la dose sicura se beve 0,002 litri d'acqua ($0,7:290$), un bambino se ne beve 0,0005 litri ($0,15:290$).

Il prof. ha riprodotto anche per il cloroformio il metodo di valutazione proposto dal prof.

Gli studi sperimentali hanno, in questo caso, utilizzato il LOAEL, cioè il più basso livello di contaminante associato ad un effetto avverso: riferito al cane, esso è stato individuato in 12,9 mg/kg-die.

Il valore di conversione inter ed intra specie dà il seguente risultato ($UF = 1000$, trattandosi di LOAEL): $12,9 \text{ mg/kg-die} : 1000 = 0,0129 \text{ mg/l}$, pari a 12,9 µg/l.

Per l'uomo adulto, con la concentrazione indicata, il LOAEL sarebbe superato ingerendo un cucchiaino da caffè di quell'acqua [$(0,0129 \times 70\text{kg}) = 0,903 \text{ mg/die}$; $0,903:290 = 0,0031 \text{ l.}$, cioè 3,1 ml] e, per un bambino di 2/3 anni, ingerendo un quantitativo ancora più basso della medesima acqua [$(0,0129 \times 15\text{kg}) = 0,194 \text{ mg/die}$; $0,194:290 = 0,0006 \text{ l.}$, cioè 0,6 ml].

Applicando solo il criterio di conversione da cane a uomo (che è assai basso, pari ad un divisore di 1,8, come riportato nella tabella delle pagine precedenti) il LOAEL riferito all'uomo sarebbe di 7,1 mg/kg-die.

Per l'uomo adulto, allora, sempre alla concentrazione data, la soglia sarebbe comunque superata [$(7,1 \times 70\text{kg}) = 501 \text{ mg/die}$; $501:290 = 1,7 \text{ l.}$] con un quantitativo inferiore al consumo medio giornaliero di acqua e, per un bambino di 2/3 anni, con un quantitativo ancora più basso [$(7,1 \times 15\text{kg}) = 106 \text{ mg/die}$; $106:290 = 0,367 \text{ l.}$].

0, 0.71, 7.1, or 23.6 mg/kg-day”), ha notato, al termine dello studio, gravi lesioni epatiche nelle cavie esposte a 23.6 mg/kg/die (cfr. la scheda EPA, pag. 40: “At the end of the exposure period, substantial toxicity was evident in rats exposed to 23.6 mg/kg-day. Body weight gain in this group was significantly reduced by about 6% after 30 days and 17% after 90 days. Liver toxicity in this group was manifested by significantly elevated ALT (up to 34 times control levels), SDH (up to 50 times control levels), and OCT (up to 8 times control levels) from week 2 through the end of exposure, significantly increased liver: body weight ratio, and extensive occurrence of degenerative lesions. Observed liver lesions included lipid vacuolization, nuclear and cellular polymorphism, bile duct hyperplasia, and periportal fibrosis. Severe degenerative changes, such as Councilman-like bodies (single-cell necrosis), deeply eosinophilic cytoplasm, and pyknotic nuclei, were occasionally noted as well. No evidence of nephrotoxicity was observed”) e non a 625 mg/Kg/die, come riportato nella relazione del prof.

Pur con queste riserve, è utile segnalare le conclusioni a cui è pervenuto il prof.

Il prof. stima che, secondo Bruckner, un uomo dovrebbe bere 172 litri di acqua contaminata da 253 mg/l al giorno per 14 giorni consecutivi per avere effetti tossici simili a quelli ottenuti in via sperimentale ($625 \times 70 = 43.750 : 253 = 172,9$).

Il prof. , però, applica il criterio di conversione da ratto a essere umano e il criterio di correzione per la diversa sensibilità tra esseri umani ($UF=100$); i valori ottenuti, allora, sarebbero di molto ridotti, perché la epatotossicità potrebbe manifestarsi in un adulto di 70 kg che beva oltre 1,72 lt. dell'acqua alla massima concentrazione rilevata nel sito e in un bambino di 15 kg che ne beva oltre 0,37 lt.. Infatti: $625:100 = 6,25 \times 70 = 437,5 : 253 = 1,72$ litri; $6,25 \times 15 = 93,75 : 253 = 0,37$ litri.

Applicando invece il solo criterio di conversione ratto-uomo (6.2), senza ulteriori fattori di correzione, si avrebbero i seguenti valori: $625:6,2 = 100,80 \times 70 = 7056:253 = 27$ litri; $625:6,2 = 100,80 \times 15 = 1512:253 = 5,97$, vale a dire quantitativi improponibili in concreto e tali quindi da escludere la pericolosità dell'acqua contenente il contaminante in quella concentrazione.

Ma se i dati dello studio di Bruckner fossero stati riportati in maniera sbagliata dal prof. e la epatotossicità si rilevasse, secondo quanto riferito da EPA, a seguito di un'esposizione a “soli” 23,6 mg/kg/die e non 625 mg/kg/die, allora l'acqua da bere per raggiungere le soglie di epatotossicità da parte di un uomo adulto sarebbe di gran lunga inferiore, secondo gli stessi calcoli del prof.

cioè senza applicazione di alcun fattore di correzione ($23,6 \times 70 = 1652 : 253 = 6,5$ litri per l'adulto e 1,39 litri per un bambino di 15 kg: $23,6 \times 15 \text{ Kg} = 354 : 253 \text{ mg/l} = 1,39$ litri).

Applicando poi a questi valori i predetti fattori di conversione/correzione, sia intra sia inter specie ($UF=100$), gli stessi divengono invece di 0,06 litri per l'adulto e di 0,01 litri per un bambino di 2/3 anni del peso di 15 Kg (il calcolo è il seguente: adulto: $0,236 \times 70 \text{ Kg di peso} = 16,52 : 253 \text{ mg/l} = 0,065 \text{ l.}$; bambino di 2/3 anni: $0,236 \times 15 = 3,54 : 253 \text{ mg/l} = 0,015$).

Applicando infine il solo valore di conversione ratto-uomo (6.2) il calcolo sarebbe il seguente: per l'adulto $23,6 : 6,2 = 3,8 \times 70 = 266 : 253 = 1,05$; per il bambino $23,6 : 6,2 = 3,8 \times 15 = 57 : 253 = 0,22$.

In conclusione. Applicando la RfD, i quantitativi massimi di tetracloruro di carbonio che possono essere assunti dai tre modelli individuati (adulto maschio di 70 kg; adulto femmina di 60 kg; ragazzo di 30 kg.) si orientano sui 300, 240, 120 µg/l; per conseguenza, con la solita stima convenzionale di due litri e mezzo d'acqua per adulto e due litri per bambino, l'acqua non dovrebbe avere più di 120, 96, 60 µg/l di sostanza. Con i diversi valori ricalcolati dal prof. , se si applicano i fattori di conversione inter e intraspecie al NOAEL riportato dal prof. sulla base dello studio Bruckner, l'acqua non dovrebbe contenere più di 175 mg/lt. per un uomo adulto ($437,5 \text{ mg}; 2,5 \text{ lt. di consumo giornaliero}$) e più di 46,87 ($93,75 \text{ mg}; 2 \text{ lt. di consumo giornaliero}$ per il bambino); applicando gli stessi fattori di conversione al NOAEL diverso (23,6 mg) riportato da

In definitiva, applicando la RfD ai soliti tre modelli, l'uomo adulto non dovrebbe superare un'assunzione giornaliera di 700 µg/l, la donna adulta di 600 µg/l, il bambino di 150 µg/l; quindi l'acqua, sulla base del consumo convenzionale stimato, non dovrebbe presentare più di 280, 240, 75 µg/l. Secondo il diverso calcolo che parte dal LOAEL ed applica il criterio di conversione inter e intraspecie, l'acqua non dovrebbe superare una concentrazione di 361 µg/l per l'adulto e di 97 µg/l per il bambino.

E se invece si applicasse al LOAEL semplicemente il criterio di conversione cane/uomo, senza ulteriori fattori di correzione, l'acqua non dovrebbe superare i 200 mg/l (200.000 µg) per l'uomo e i 50 mg/l (50.000 µg) per il bambino.

Ovviamente, occorre attestarsi sul minore di questi livelli, cioè su quelli ricavati per il bambino e sulla base di essi confrontare i valori massimi rinvenuti nel sito di Spinetta per vedere di quanto sia stato superato il criterio ipercautelativo lamentato dalle difese.

Tetracloroetilene (CASNR 127-18-4).

Il D. Lgs. 31/2001 fissa un valore limite di 10 µg/l per la sommatoria di tricloroetilene e tetracloroetilene. Il D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 fissa per il tetracloroetilene la CSC a 1,1 µg/l.

La concentrazione massima, misurata all'interno del sito, è pari a 157 µg/l.; all'esterno, a 27 µg/l.

Esiste un'ampia letteratura scientifica sull'esposizione in ambito occupazionale a tetracloroetilene, mentre sono relativamente pochi gli studi che si occupano di bassi livelli di esposizione residenziale.

Echeverria et al. (1995), "*Neurotoxicity (reaction time, cognitive effects) in occupationally-exposed adults*", studio condotto in ambiente lavorativo, ha individuato il LOAEL in 9,7 mg/Kg/die; Cavalleri et al. (1994) "*Neurotoxicity (color vision) in occupationally exposed adults*", studio omologo al precedente, ha fissato il LOAEL in 2,6 mg/Kg/die.

Sulla base degli effetti epatotossici osservati in 6 settimane di studio su topi maschi ed in 90 giorni di studio su ratti alimentati attraverso acqua potabile, la WHO, tenendo conto del potenziale cancerogeno, ha fissato nel 2011 la TDI in 0,014 mg/Kg/die.

Il prof. utilizza la RfD di 0,006 mg x kg/die ($0,006 \times 70 = 0,42$ mg/die per l'adulto e $0,006 \times 15 = 0,09$ mg/die per il bambino), pertanto, alla concentrazione massima rilevata, il quantitativo d'acqua da bere per non superare la soglia di sicurezza è di 2,7 litri per un adulto e 0,6 litri per un bambino di 2/3 anni.

L'EPA stima un caso incrementale di tumore ogni 100.000 persone esposte a 200 µg/l di tetracloroetilene e i dati a disposizione rilevati nell'acqua dell'area di Spinetta Marengo (valore massimo di 157 µg/l) portano alla stima di un caso di tumore ogni 127.000 persone esposte.

Il prof. ha applicato anche al tetracloroetilene il metodo di valutazione sostenuto dal prof.

Il LOAEL rilevato a partire dallo studio Echeverria et al. (1995), è di 9,7 mg/Kg-die. Applicando i fattori di conversione inter e intra specie, il LOAEL passa a 0,0097 mg/kg-die ($9,7 \text{ mg/kg-die} : 1000$). Moltiplicando detto LOAEL per il peso di un uomo adulto e dividendo il prodotto per la massima concentrazione di tetracloroetilene rilevata nel sito [$(0,0097 \times 70 \text{ kg}) = 0,679 \text{ mg/die} : 0,157 = 4,32 \text{ l}$] si ottiene che la sicurezza è superata da un adulto in caso di ingestione di 4,3 litri d'acqua contaminata al livello dato e da un bambino di 2/3 anni [$(0,0097 \times 15 \text{ kg}) = 0,1455 \text{ mg/die} : 0,157 = 0,927 \text{ l}$] con l'ingestione di 0,9 litri della medesima acqua.

In definitiva: sulla base della RfD i soliti tre modelli non devono assumere più di 420, 360, 90 µg, dunque l'acqua non dovrebbe superare, rispettivamente, concentrazioni di sostanza di 180, 144, 90 µg/l.

Secondo il calcolo "rifatto" sulla base del LOAEL, con applicazione del fattore di conversione inter e intraspecie, l'uomo adulto, la donna adulta, il bambino non dovrebbero assumere, rispettivamente, più di 679, 582, 145,5 $\mu\text{g}/\text{die}$ e l'acqua, per converso, non dovrebbe presentare concentrazioni di sostanza superiori rispettivamente a 271, 232, 72 $\mu\text{g}/\text{l}$.

La mera applicazione del fattore di conversione non evidenzerebbe invece aspetti di pericolosità dell'acqua.

I confronti possono essere ripetuti sulle altre sostanze, di cui pure il prof. si è incaricato di misurare i valori sia con il metodo della RfD sia con quello utilizzato dai suoi contraddittori, applicando il fattore di conversione inter e intraspecie: per tali valori si fa rimando alle relazioni scritte, non certo perché le concentrazioni siano risultate meno rilevanti, quanto perché il meccanismo di calcolo risulta ormai chiaro.

I risultati esposti fino a questo punto sono, a parere della Corte, ampiamente sufficienti per le considerazioni che seguono.

Il *risk assessment*, a dispetto di quanto hanno sostenuto le difese ed i loro c.t., non è un metodo approssimativo e arbitrario, al contrario è lo strumento più accreditato, se non l'unico, per la misurazione di un rischio.

Il documento intitolato "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati", elaborato dall'ATAP (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici), lo presenta in questo modo: "*In termini estremamente tecnici il Risk Assessment viene definito come 'processo sistematico per la stima di tutti i fattori di rischio significativi che intervengono in uno scenario di esposizione causato dalla presenza di pericoli'. In termini meno tecnici la Valutazione del Rischio è la stima delle conseguenze sulla salute umana di un evento potenzialmente dannoso, in termini di probabilità che le stesse conseguenze si verifichino*" (nota 154, pag. 5).

Come tale, non vi è dubbio che si tratti di uno strumento rivolto anche agli Enti pubblici preposti al controllo ambientale, per orientare le loro decisioni in materia di siti contaminati e di procedure di bonifica.

Ma tale funzione non esclude certamente che il *risk assessment* possa essere utile anche ad altri fini, posto che esso mira a valutare, in presenza di livelli di contaminazione analiticamente misurati e di livelli di esposizione altrettanto definiti, il rischio per la salute umana, rischio che è espressione di una relazione di probabilità e non già di una certezza, sotto il profilo dell'incremento di patologie tossiche e cancerogene in dipendenza dell'assunzione di determinate sostanze: esso cioè misura l'aumento della pericolosità, vale a dire l'aumento della probabilità che si contraggano certe patologie, al di sopra di una soglia ritenuta accettabile, con l'evidente corollario che maggiore è la quantità di sostanza tossica o cancerogena assunta, maggiore è l'incremento di probabilità di danno alla salute.

Le difese, come già si è detto, criticano l'utilizzo di tale strumento poiché le stime di pericolosità non sarebbero garantite da adeguate leggi di copertura scientifica sulla relazione causa-effetto e sarebbero ispirate a criteri ipercautelativi nella stima dei quantitativi "pericolosi".

Sul punto occorre qualche riflessione d'ordine generale.

Le leggi di copertura scientifica affermano il rapporto di causalità tra un fatto noto ed un fatto ignoto affidandosi ai metodi di conoscenza a disposizione degli scienziati, i quali enunciano le proprie regole generali dopo che i fenomeni sono stati osservati, dopo che conseguentemente sono state formulate delle ipotesi, dopo che queste ultime sono state sperimentate e sottoposte a plurime verifiche.

Nonostante ciò, una legge di copertura scientifica non offre quasi mai verità assolute, ma solo verità valide in un determinato momento, pronte ad essere sostituite da una nuova ed ulteriore conoscenza,

in grado di spiegare in modo più completo e a volte addirittura diverso lo stesso fenomeno: si tratta di un limite insuperabile del "metodo scientifico", per definizione continuamente soggetto a evoluzione, perfezionamento, smentite e conferme e, nonostante ciò, strumento essenziale, anzi unico, per spiegare i fenomeni naturali.

E' chiaro che una legge scientifica chiara ed appropriata, perfettamente nota e compiutamente verificata, è in grado di affermare una correlazione tra causa ed effetto univoca e necessaria, molto vicina alla certezza, tanto più quando sono certi tutti i fattori che determinano il risultato.

Ma, al di là degli interrogativi di fondo che sempre accompagnano la pretesa neutralità della scienza, quasi mai i fenomeni hanno una spiegazione causale semplice: non solo perché un effetto può avere molteplici cause o perché una causa può avere molteplici effetti, ma perché il numero ed il tipo di parametri che determinano i risultati sono tali da rendere praticamente impossibile una risposta certa, uguale e ripetibile nel tempo.

In tali situazioni, allora, non si può pretendere che il metodo scientifico si serva di un approccio deterministico e proclami l'esatto esito dell'esperimento; esso non potrà che seguire invece modelli cd. stocastici, che tengono cioè conto delle possibili variabili, casuali e no, dei dati noti e si limitano ad esprimere affermazioni sulla plausibilità di ciascuno dei risultati possibili nel rapporto causa/effetto, secondo una valutazione di tipo probabilistico.

E' questo, inevitabilmente, il caso dello studio degli effetti di una sostanza chimica sulla salute umana.

A parere della Corte, è quindi una critica inutile, foriera solo di confusione, quella secondo cui lo strumento del *risk assessment*, essendo fondamentalmente organizzato su basi statistiche che misurano un rischio, cioè una probabilità, non sarebbe scientifico: perché non vi sono altri modi, se non quelli probabilistici, per determinare questo particolare tipo di rapporto causa/effetto e dunque la pretesa di un approccio rigorosamente deterministico anche in questo settore sarebbe del tutto fuorviante e falserebbe i termini del problema.

Le censure mosse da alcune difese agli studi epidemiologici su cui, oltre che sui dati sperimentali, si basano i principali calcoli del *risk assessment*, perché tali studi non stabiliscono relazioni di causa/effetto (pag. 39 memoria avv.), ma evidenziano solo possibili associazioni tra esposizioni, rientrano proprio in tale tipo di critica non condivisibile, perché, in questa sede, non si deve affatto arrivare ad affermare che "una malattia è stata causata dall'esposizione a determinate sostanze chimiche" (come sarebbe invece necessario in un processo per omicidio o lesioni), ma solo che vi è una fondata relazione di probabilità tra quella malattia e quell'esposizione, sufficiente a qualificare quest'ultima come pericolosa, cioè come portatrice di un rischio patogeno.

In merito al calcolo del pericolo, già si è ripetutamente visto, ad esempio, che, in campo medico, le sostanze capaci di causare carcinomi, quando abbiano azione genotossica, cioè in grado di attaccare il DNA, non presentano una dose minima realmente tollerabile per l'uomo, in quanto anche una piccolissima quantità, addirittura una singola molecola, potrebbe dare inizio allo sviluppo di cellule tumorali o di mutazioni.

La ragione dell'assenza di soglia per i cancerogeni genotossici si fonda proprio sull'osservazione che la relazione tra sostanza e formazione di addotti al DNA è, di regola, lineare con la dose e la probabilità che una molecola ha di incontrare il punto critico del DNA è proporzionale al numero di molecole presenti. Ovvio che, data la relazione di linearità, quanto più piccola è la dose tanto minore è la probabilità che si sviluppi l'effetto temuto, e viceversa. Anche questi, quindi, sono fenomeni che possono essere descritti solo in modo probabilistico, per mezzo della matematica statistica: così si è espressa l'OMS, così l'UE, così la Commissione consultiva Tossicologica Nazionale.

1

La visione scientifica assume quindi che, nella cancerogenesi, non esiste una dose senza effetto, ma solo dosi al di sotto delle quali, dal punto di vista statistico, si verifica una bassa probabilità di danno, dove bassa esposizione non significa basso danno, ma modesto numero di soggetti colpiti da gravi conseguenze: situazione che, dal punto di vista normativo, si traduce in una probabilità *accettabile* di danno.

L'approccio probabilistico fondato sul metodo statistico dev'essere pertanto necessariamente convertito, sul piano normativo, nel diverso concetto di ammissibilità, che stabilisce quale è la concentrazione tollerabile di una sostanza (per esempio, come nel caso che ci riguarda, nell'acqua potabile).

Questo non significa, come già detto, che concentrazioni inferiori a detto limite non possano causare effetti indesiderati rilevabili statisticamente per certe persone ed in certe condizioni e neppure che viceversa concentrazioni superiori debbano rivelarsi nocive per tutte le persone ed in tutte le condizioni. Significa, senza che ciò suoni cinico, che il legislatore ha fatto una scelta di natura politica in ordine alle concentrazioni ammissibili.

Allo stesso modo si deve procedere per gli effetti tossici, cioè per valutazioni di salute non legate al cancro.

Non esiste un metodo che consenta di affermare con certezza deterministica che a quella esposizione di cromo esavalente, per prendere ad esempio la sostanza contaminante per antonomasia del sito, si verificherà sicuramente una malattia per l'uomo. Ma non si può, come vorrebbero certe difese, rinunciare per questo a valutare la pericolosità della sostanza.

Gli studi sperimentali hanno permesso di ricavare il NOAEL degli animali con metodo deterministico: nonostante ciò, pure questo è, come si è detto, un dato destinato a continue evoluzioni, alla pari di qualsiasi risultato che la scienza afferma oggi come certo e che domani potrà revisionare, sulla base di conoscenze che continuamente si rinnovano e si perfezionano.

Poiché comunque da questo NOAEL si deve risalire alla dose innocua per l'uomo, essendo evidentemente impossibile ripetere gli stessi esperimenti su esseri umani, i fattori di conversione dei dati sperimentali che portano alla RfD secondo EPA, o agli altri analoghi indicatori secondo altre organizzazioni di rilevanza mondiale, rappresentano una stima (con incertezza che i medesimi organismi tollerano fino ad un ordine di grandezza) dell'esposizione giornaliera *ammissibile*, cioè di quell'esposizione che la popolazione umana può sopportare per tutta la vita senza apprezzabili rischi di effetti negativi.

Tale conversione avviene, necessariamente, con l'uso di fattori che introducono un criterio probabilistico volto a dare una risposta alla questione, non risolvibile (ovviamente) in modo deterministico, dell'individuazione delle patologie che deriverebbero alla popolazione umana se venisse alimentata ogni giorno con la stessa acqua somministrata agli animali di laboratorio a quella data concentrazione.

Si tratta di fattori (per fare riferimento sempre al cromo in acqua potabile, ma il ragionamento si può ripetere per qualsiasi sostanza) che tengono conto del tempo limitato degli esperimenti rispetto alla vita dell'animale, della variabilità interspecie animale/uomo, della variabilità intraspecie per sesso, età, condizioni di salute eccetera, di altre variabili riferite alle possibili incertezze degli studi epidemiologici.

Le deviazioni dal metodo deterministico non finiscono qui. Una volta rilevato il valore soglia, occorre operare un'ulteriore forzatura che passa attraverso la definizione del peso medio della popolazione umana (70 kg per l'adulto maschio, 60 kg per l'adulto donna e 15 kg per il bambino) e della quantità media di acqua giornalmente ingerita (2,5/3 lt. per gli adulti, 1,5/2 lt. per i bambini) per arrivare a determinare la concentrazione massima di cromo esavalente o di qualunque altro contaminante che l'acqua potabile può assumere, vale a dire la quantità *ammissibile*: ovviamente tralasciando, perché di esse il legislatore non può farsi carico, le infinite differenze (il diverso peso,

le diverse condizioni di salute dei singoli consumatori, il diverso consumo di acqua) di cui un'applicazione deterministica del metodo dovrebbe tenere conto.

Per restare all'esempio del cromo esavalente, l'evidenza dei dati epidemiologici e sperimentali sul rischio cancerogeno dell'assunzione orale, pur considerando l'inesistenza di una dose senza effetto data la natura genotossica della sostanza, indica che un'esposizione ad acqua potabile con 50 µg/l. è *probabilmente* priva di rischio: ciò ha portato a stimare livelli *accettabili* di esposizione superiori a quelli che sarebbero derivati da valutazioni di rischio che assumono l'assenza di soglia.

Tutto ciò considerato, quindi, i cd. fattori di sicurezza non sono applicazioni prudenziali del principio di precauzione, non sono criteri "etici", bensì fattori di correzione calcolati in modo probabilistico, non per questo meno scientifico e proprio per questo accettati dalla comunità internazionale, per determinare gli effetti di certe sostanze chimiche sulla salute umana.

Si dirà che questo metodo porta con sé i limiti connessi a qualunque stima di tipo stocastico: ma esso è l'unico concretamente utilizzabile e l'unico incondizionatamente condiviso a livello scientifico, pena l'inaccettabile conclusione cui pervengono alcuni c.t. della difesa, secondo cui l'interprete dovrebbe rassegnarsi e rinunciare ad interrogarsi su quale sia il limite veramente pericoloso delle sostanze contaminanti, per arrivare a dire, di fatto, che nulla è veramente pericoloso.

I valori calcolati dal consulente del P.M. pongono quindi in evidenza che le concentrazioni riscontrate sono, in molti casi, incompatibili con la tutela della salute pubblica a fronte di un'assunzione continuativa dell'acqua così contaminata: e tali valori sono, tra l'altro, verosimilmente sottostimati, essendo parametrati ad una sola sostanza tossica, senza tener conto, cioè, dell'eventuale (ma concreta, nel caso di specie) compresenza di plurimi contaminanti a differente grado di tossicità/cancerogenicità.

Ne deriva che una popolazione servita continuativamente, per tutta la vita, da acqua potabile con i valori di concentrazione rinvenuti nel caso di specie sarebbe certamente esposta ad effetti nocivi di tipo tossico e/o cancerogeno stimabili almeno nella misura riferita dal prof.

ed anzi di più, considerando l'effetto contestuale di più contaminanti contemporaneamente presenti nell'acqua.

Anche facendosi carico del fatto che EPA e gli altri Enti di tutela dell'ambiente e della salute pubblica ammettono la possibilità di un'incertezza della stima, tale da poter variare fino ad un ordine di grandezza, nel caso in esame siamo del tutto fuori da una simile ipotesi, del tutto fuori dunque, per intenderci, anche dal caso sottoposto all'esame del Tribunale di Venezia nella sentenza citata del Petrolchimico di Marghera, poiché qui non si parla affatto di modesti superamenti (lo stesso prof. non ha considerato degni del minimo rilievo sanitario, come si vedrà tra poco, né il pozzo privato né il pozzo 8, i cui valori eccedevano lievemente i limiti tabellari di concentrazione), ma, in molteplici casi, di superamenti eccezionali, ben oltre l'ordine di grandezza tollerato, non solo del limite tabellare (oltrepassato di centinaia, migliaia di volte) ma anche di quello calcolato come dose *accettabile*.

Va infine considerato che è corretto l'approccio attraverso il caso peggiore e non attraverso la media dei valori, come vorrebbero i c.t. delle difese, trattandosi di calcoli che stimano un pericolo, non accertano un rapporto di causa/effetto rispetto ad un danno effettivamente accaduto: sicché è corretto che essi fotografino il momento in cui sono maggiori le probabilità del verificarsi dell'evento dannoso, con la precisazione che comunque, quando il consulente parla di caso peggiore, non opera una trasposizione all'intera zona del peggior valore riscontrato in campo, ma considera il peggior valore rilevato in ciascun singolo punto di prelievo.

L'acqua della falda sottostante lo stabilimento di Spinetta Marengo e della zona della Fraschetta, nei punti ove la consulenza ha accertato valori superiori a quelli ritenuti "sicuri", era, dunque, certamente pericolosa per la salute.

5.6 Pericolosità delle sostanze anche nei punti di concreto utilizzo per l'alimentazione umana?

Altro e diverso discorso è verificare se, sulla base del concetto di unicità della falda, i valori rinvenuti all'interno o all'esterno del sito siano *tout court* assumibili come indici di avvelenamento di un'acqua destinata concretamente all'alimentazione; si tratta, in altri termini, di verificare se quei valori, comunque riferibili a pozzi ad uso industriale o a piezometri di controllo, cioè a punti mai utilizzati né mai utilizzabili per l'alimentazione umana, siano trasferibili anche a quelli in cui invece tale utilizzo era possibile, se non concretamente avvenuto.

Infatti. Se anche si riconosce alla falda la natura di un corpo unico, delimitato solo dalle sue caratteristiche idrogeografiche, non si può per questo negarle natura mutevole nei tragitti sotterranei che essa compie: il che rende problematico estendere i valori riscontrati dal consulente anche alle acque attingibili per uso potabile o alimentare solo in base alla considerazione, vera ma astratta, della loro "unicità", laddove la qualità e la pericolosità dell'acqua possono invece considerevolmente modificarsi, in concreto, per effetto del trasferimento sia verticale (in relazione alla profondità dell'acquifero) sia orizzontale, in una piuttosto che in un'altra direzione, degli inquinanti nel sottosuolo, nonché per effetto dei rilasci di sostanze che avvengono durante tale percorso.

In altre parole, dal momento che la falda idrica è un flusso in movimento ed è altresì mezzo di trasporto degli inquinanti, bisogna chiedersi se l'avvelenamento per l'uomo vada preso in considerazione *tout court*, sulla base del caso peggiore rinvenuto in un qualsiasi pozzo o piezometro (cioè, per esempio, quel valore di 8203 µg/l del piezometro Pzin2 rilevato il 28.5.2008, per la verità superato da molti altri valori, nel periodo in imputazione), ovvero debba essere riferito a ciascun singolo punto di prelievo, cioè solo là dove gli inquinanti sono veicolati ai pozzi di effettivo attingimento per uso alimentare (nel che deve esprimersi, secondo la Corte, il concetto di pericolosità).

Già si è detto, diffusamente, di come il riferimento testuale all'attualità dell'uso alimentare dell'acqua rientri nel parametro descrittivo della norma incriminatrice, in quanto l'unico che, delimitando la condotta penalmente rilevante di cui all'art. 439 c.p. ai casi di concreta incidenza sulla salute, legittima il severo trattamento sanzionatorio previsto dalla norma, escludendo pertanto le condotte nelle quali, difettando l'attualità dell'uso alimentare, il pericolo è meramente futuro e incerto.

In nome del principio di legalità cui sempre deve conformarsi l'interpretazione delle norme, ed a maggior ragione di quelle che introducono nel sistema una sanzione gravissima, non sembra dubbio che questa seconda sia la strada da percorrere, poiché viceversa, se, in applicazione del principio dell'unicità della falda, si prendesse il dato peggiore di non importa quale punto di prelievo e lo si estendesse a tutta l'acqua sotterranea che scorre nella zona, dunque anche ai pozzi che vi pescano per uso alimentare, si finirebbe per tralasciare la prova di un elemento costitutivo del reato, vale a dire la concretezza del pericolo per la salute umana che l'avvelenamento deve recare con sé.

Se così è, il Pubblico Ministero non ha dimostrato che sia stata avvelenata l'acqua in prossimità dei punti di attingimento per uso domestico e alimentare, anzi, ha semmai fornito la prova contraria.

Scorrendo la relazione ARPA 21.10.2008 più volte citata (doc. 11, faldone 1 del fascicolo per il dibattimento) e la relazione del prof. , si vede come i valori dei pozzi di effettivo attingimento ad uso potabile o anche solo genericamente domestico nelle zone considerate non si avvicinino mai, neppure lontanamente, alle concentrazioni *ammmissibili* stimate dal consulente, come quelle superate le quali si verifica la probabilità di effetti avversi alla salute.

Si controllino i valori della tabella a pag. 81 della relazione ARPA: tutti i pozzi per uso domestico

(Cascina	, Cascina	, azienda agricola	, Cascina	, Cascina
	, Cascina	, Pz 9 via	, Pz 10 via	, Pz 14 via

, Pz 15 via , Pz 16 via , Pz 17, Pz 18, Pz 19 via , pozzo esterno n. 1 via , pozzo esterno n. 2 , pozzo esterno n. 3 di via , proprietà dei sigg.), esaminati tra il maggio e l'agosto 2008, presentano concentrazioni di contaminanti (del tutto compatibili qualitativamente con quelli del sito) conformi ai parametri di potabilità e, con riferimento ai valori di cui al D. Lgs. 156/02 per le acque sotterranee, in quantità assolutamente inferiori alle concentrazioni *ammissibili* così come sopra determinate. Tant'è vero che lo stesso dr. , nella sua relazione, prendendo a riferimento il pozzo P16 di via , di proprietà , che presenta la maggior concentrazione per la quasi totalità dei contaminanti-indice, conclude nel senso che l'analisi dei risultati mette in evidenza un rischio *accettabile* per quanto riguarda l'effetto tossico e cancerogeno delle sostanze prese in esame, sia pure con un'attenzione particolare per l'esposizione orale degli adulti al tricloroetilene, considerato ai limiti dell'ammissibilità per gli effetti cancerogeni.

Tale conclusione dev'essere, evidentemente, estesa agli altri pozzi domestici, con valori di contaminazione inferiori.

Né, si badi bene, si tratta di risultati sporadici, per questo non attendibili, dal momento che gli accertamenti di cui si ha disponibilità riportano alle medesime conclusioni cui perviene anche la c.t.

del 5.5.2014, depositata all'udienza del 14.5.2014 (in allegati al faldone IX, aff. 981), che all'appendice 1 (pag. 14) riassume le 152 analisi disponibili per le utenze AMAG, di cui 136 relative ad utenze di Spinetta Marengo e 16 ad utenze interne dello stabilimento. Le analisi coprono un arco temporale dal 1999 al 2008, riguardano metalli, organo-alogenati, fitofarmaci ed esplicitano in 131 casi il parere di conformità sulla potabilità delle acque, comunque attestando tutte la conformità ai limiti indicati dalle norme in materia (DPR 236/88 e D. Lgs. 31/01), tranne che in un caso, per i nitriti e per otto casi, relativi però a parametri microbiologici e non chimici.

Si richiama sul punto altresì la consulenza del dr. , depositata in seguito all'esame dibattimentale, all'udienza del 4.12.2013 (faldone VII, aff. 482). Su incarico del P.M., il consulente ha accertato la composizione dei campioni di acqua prelevati dal NOE CC di Alessandria in quindici pozzi circostanti il sito industriale, con riferimento ai parametri indicati, sia microbiologici sia chimici e, tra questi, in particolare, il cromo esavalente, i trialometani, i composti organoalogenati. I pozzi esaminati non sono sovrapponibili, o lo sono solo in parte, a quelli considerati nella relazione ARPA e sono situati in via

. Per quello che è stato possibile ricostruire, almeno uno di questi pozzi appartiene a soggetti () che si sono costituiti in parte civile nel presente procedimento.

I campioni risalgono al 20.4.09.

Le conclusioni del consulente (al cui lavoro si rimanda per il dettaglio) sono le seguenti:

- le acque di parecchi pozzi (otto su un totale di quindici) non rispettano in modo completo i limiti stabiliti dalla legge per i parametri microbiologici; per lo più si evidenzia la presenza di coliformi fecali, ma anche di enterococchi e di escherichia coli.

Le ragioni della presenza di batteri nelle acque analizzate possono essere di diverso tipo, ad esempio, oltre all'effettivo inquinamento batterico del pozzo, l'inquinamento causato dal sistema di captazione (pompa, tubo, rubinetto di erogazione dell'acqua) o da problemi in fase di campionamento (insufficiente flambatura del rubinetto di erogazione dell'acqua): la presenza di batteri patogeni anche di una sola specie prevista dalla legge rende comunque non potabile l'acqua del pozzo;

- tutte le acque esaminate rispettano in modo completo i limiti dei parametri chimici indicati nell'allegato 1 – parte B del D. Lgs. 2.2.2001 n. 31;
- le acque esaminate, confrontate con i limiti riportati nel D. Lgs. 152/06 per le soglie di contaminazione delle acque sotterranee e nel D. Lgs. 30/09 per i valori di soglia che le

Regioni devono adottare ai fini di determinare gli standard di qualità delle acque sotterranee, eccedono, per alcuni parametri, i limiti di cui sopra, soprattutto per quanto riguarda i composti organici clorurati quali triclorometano, dicloro e tetracloroetilene, dicloro e tricloropropano. Per quanto concerne i metalli pesanti, il cromo è presente in concentrazioni modeste ed in un solo caso, nella sua forma esavalente, supera il limite di 5 µg/l previsto per le acque sotterranee ma non per quelle potabili; si nota anche la presenza di modeste concentrazioni di piombo, riconducibili forse anche ai tubi di captazione dell'acqua dai pozzi.

In definitiva: nessun superamento dei limiti previsti dalle acque potabili; superamenti (modesti) di quelli per le acque sotterranee, per i quali peraltro lo stesso consulente avverte (come ormai è perfettamente chiaro a tutti) che "il confronto serve soltanto come informazione generica, in quanto nessun limite di concentrazione riportato nei decreti 152/06 e 30/09 può essere applicato *tout court* alle acque di pozzo".

Del resto, lo stesso Pubblico Ministero, evidentemente rendendosi conto della modestia dei superamenti, certo non tali da integrare le concentrazioni *inammissibili* per la salute umana, non ha coltivato con ulteriori quesiti al prof. i le risultanze delle analisi svolte dal dr.

Anche i valori relativi a pozzi privati destinati al consumo umano, riportati dalle parti civili avv. nella memoria depositata all'udienza del 28.11.2012, reperibile nel contenitore allegato al faldone I degli atti del dibattimento, aff. 164, attestano costantemente la conformità delle acque ai parametri di potabilità. Si vedano i prelievi in data 10.6.2008 relativi ai servizi igienici della scuola elementare ; alla fontana pubblica ; ai servizi igienici della scuola elementare ; i prelievi in data 11.6.2008 presso la cucina della scuola materna (punti di attingimento tutti peraltro collegati all'acquedotto) e quelli effettuati in data 28.5.2008 presso il pozzo privato della Cascina e presso il pozzo privato della ditta ; nonché ancora i prelievi in data 24.5.2008 relativi ai pozzi privati P14 di via , P18 di via P 19 di , tutti in Spinetta Marengo, che presentano i già visti superamenti di alcuni valori (per cromo esavalente, cloroformio, tricloroetilene, tetracloroetilene, sommatoria organoalogenati) secondo il TUA e non secondo la legge per le acque potabili, comunque ritenuti dal prof. di nessun interesse sanitario; ed analogamente i prelievi effettuati presso il Pz1 della , controllato in data 7.5.2008 e i pozzi P15 di via , P16 di via , P17 di via , controllati il 24.5.2008, dove tutti i superamenti (sempre e solo dei valori secondo il D. Lgs. 152/06) appaiono modestissimi e tali che, raffrontati ai criteri del prof. , non possono in alcun modo essere presi a base di un ipotetico rischio sanitario.

Gli stessi valori privi di significato si trovano anche nelle successive analisi del 2011 e 2012 (punto 47 del fascicolo per il dibattimento, faldone II).

Per un quadro sinottico si rimanda alla tabella ARPA a firma dr. (depositata dal P.M. all'udienza del 6.5.2013, in faldone II; nonché reperibile quale allegato n. 29 nel sottofascicolo denominato "all. int. " 29.9.2008, faldone 14/23 P.M., depositato all'udienza 5.5.2014, aff. 965).

Non si può non notare peraltro, nella più volte richiamata relazione ARPA, una vistosa eccezione relativa a pozzi privati che, al contrario degli altri, denotano valori di contaminazione elevati, sui quali occorre interrogarsi in relazione al superamento delle dosi *ammissibili* di diverse sostanze.

Si tratta dei pozzi della Cascina

In data 12.5.2008 presso uno dei pozzi irrigui, profondo 40 metri (le caratteristiche si ricavano dalla tabella a pag. 81 della più volte citata relazione ARPA 21.10.2008, doc. 11 del fascicolo per il

dibattimento, faldone 1), sono stati rilevati i seguenti valori: 109 µg/l di "sommatoria solventi clorurati", 96 µg/l di cromo totale, 93 µg/l di cromo esavalente, 52 µg/l di cloroformio, 2,1 µg/l di tricloroetilene, 12,4 µg/l di 1,2 dicloroetilene; in data 23.5.08, nel Pz 71, sempre presso la Cascina Pederbona, sono stati rinvenuti 861 µg/l di "sommatoria solventi clorurati", 105 µg/l di cromo totale, 99 µg/l di cromo esavalente, 72,6 µg/l di cloroformio, 95,7 µg/l di tetracloruro di carbonio, 679 µg/l di 1,2 dicloroetilene; lo stesso giorno sono stati rinvenuti nel PZ 72, sempre presso la Cascina Pederbona, 740,4 µg/l di "sommatoria solventi clorurati", 102 µg/l di cromo totale, 101 µg/l di cromo esavalente, 80 µg/l di cloroformio, 121 µg/l di tetracloruro di carbonio, 53 µg/l di tricloroetilene, 467 µg/l di 1,2 dicloroetilene.

Si tratta di valori non occasionali, poiché anche successivamente, nell'ottobre 2008, uno dei pozzi irrigui della Cascina segnava 94 µg/l di cromo esavalente, 103 µg/l di cromo totale, 121 µg/l di cloroformio (dati reperibili in PdC gennaio 2009, all. C 18 – Acque 7-8 ottobre 2008, secondo il percorso Allegati>Allegati C su supporto informatico) e, il 13.9.2012, 85 µg/l di cromo totale e 58 µg/l di cromo esavalente (documento 47 del fascicolo del Pubblico Ministero, faldone 11).

Della Cascina è stato riportato anche qualche sporadico dato molto antico (1941 e 1942), risultano inoltre altri dati, pure risalenti, del 1959 e del 1960 (documento chiamato "libretto nero", intitolato in realtà "Stabilimento di Spinetta M. – situazione analisi pozzi acque", n. 37 del fascicolo per il dibattimento, in faldone 8) e degli anni '78 – '84 (reperibili in faldone 3 del fascicolo per il dibattimento, contenitore PAS 1, sottofascicolo contenente i dati di controllo pozzi esterni): nel luglio '78, '79, '82, '83, '84, ad esempio, il pozzo della cascina faceva risultare, in milligrammi, i seguenti valori di cromo esavalente: 0,11; 0,08; 0,07; 0,09; 0,01; di tetracloruro di carbonio: 0,4 (luglio '82); 0,7 (luglio '83); 0,8 (luglio '84, nel quale risultano campionati altri due pozzi della cascina, con valori di 4,0 e 3,5); e di cloroformio: 0,27 (luglio '82); 0,6 (luglio '83); 1,6, 7,0, 2,8 (luglio '84).

Esistono poi, naturalmente, i dati riportati nella relazione ARPA del settembre 2012 (punto 47 del fascicolo per il dibattimento, faldone 11).

Il prof. prende a base della sua consulenza i valori rinvenuti presso la cascina in data 23.5.2008, pur senza indicare precisamente se si tratti del Pz 71 o del Pz 72 e limitandosi a descriverlo come pozzo ad uso irriguo, profondo circa 40 metri, evidentemente per distinguerlo da quello a uso zootecnico, profondo 70 metri (cfr., in proposito, teste , all'udienza del 12.6.2013).

In realtà, se si confrontano i rapporti di prova sopra riportati con i valori della tabella di pag. 81 della relazione ARPA 21.10.2008, facendo riferimento ai prelievi del 12.5.2008, 23.5.2008, 24.6.2008, 2.7.2008, 16.7.2008, 24.9.2008 ed ancora con i valori riportati nella relazione del prof.

, si comprende che questi, fedele alla regola del caso peggiore, ha messo insieme valori relativi ai due diversi pozzi e a diversi prelievi. In ogni caso, il consulente, quanto a questi valori "misti" dei pozzi irrigui della Cascina , conclude affermando che essi presentano "un rischio individuale non tollerabile (maggiore di uno) per l'esposizione orale dei bambini al cromo esavalente e degli adulti e dei bambini al 1,2 dicloroetilene.

Tuttavia, non si può non notare come i dati siano relativi a pozzi irrigui, dunque a pozzi la cui acqua, per la limitazione accolta dalla Corte in relazione al concetto di "destinazione all'alimentazione umana", non può essere oggetto del reato di avvelenamento. Qui basterà aggiungere che, del resto, se si tenesse conto anche di questo tipo d'acqua, poiché il rischio individuale elaborato dallo stesso consulente del P.M. in base ai calcoli della RfD ha sempre a riferimento l'acqua come alimento e non l'acqua irrigua, si perderebbe, oltre che il collegamento con l'imputazione, che parla di avvelenamento di acqua e non anche di sostanze alimentari, pure il

riferimento a qualsiasi valore di RfD direttamente parametrato sull'esposizione orale all'acqua potabile.

Altra eccezione è rappresentata dai piezometri costruiti, nell'ambito delle ricerche IREOS e PAEB, nella zona dell'ex zuccherificio, i cui valori davano (nel febbraio 2008 e nel luglio 2008 per i Pz 1, 2, 3 e 4 di proprietà e solo nel luglio 2008 per i Pz 1, 2 e 3 di proprietà), parametri di cromo esavalente, quanto ai piezometri, di 210 µg/l e 181 µg/l per il Pz1, 80 µg/l e 82 µg/l per il Pz2, 110 µg/l per il Pz3, 78 µg/l per il Pz4; e, quanto ai piezometri di proprietà Esselunga, di 109 µg/l per il Pz 1, 96 µg/l per il Pz 2, 114 µg/l per il Pz3. Per brevità si rimanda alla tabella già più volte citata a pag. 81 della relazione ARPA 21 ottobre 2008, segnalando qui che anche altri parametri sono risultati abbondantemente superiori non semplicemente ai limiti del D. Lgs. 152/06, ma anche ai valori *ammissibili* calcolati a seguito dell'applicazione della RfD (cfr., ad es., il peggior valore di tetracloruro di carbonio, 268,8 µg/l; di cloroformio, 158,8 µg/l; di tricloroetilene, 71,5 µg/l, tutti riscontrati nel febbraio 2008 nel Pz1 di proprietà). E, ancora nel 2012, quest'ultimo piezometro faceva rilevare 80 µg/l di cromo esavalente e 110 µg/l di cromo totale; il Pz2 103 µg/l di cromo esavalente e 138 µg/l di cromo totale; il Pz3 83 µg/l di cromo esavalente e 108 µg/l di cromo totale; il Pz4 115 µg/l di cromo esavalente e 146 µg/l di cromo totale.

Ma risulta ineludibile l'osservazione, già affrontata e risolta a proposito del significato di "destinazione all'alimentazione", che anche questi valori non si sono verificati in punti di attingimento dell'acqua per scopi alimentari, bensì in piezometri (quindi in punti di prelievo non utilizzabili per l'attingimento, ma destinati solo alla verifica ed al controllo della falda) dove nessuno attingeva, né mai avrebbe potuto attingere, per utilizzo alimentare dell'acqua.

Si potrebbe allora, in linea puramente teorica, seguendo il Pubblico Ministero sul concetto di unicità della falda, prendere in considerazione il peggior valore di un pozzo, seppur non destinato all'alimentazione umana, al fine di considerare il *quantum* di contaminazione specificamente riferibile a quel punto della falda per arguirne che lo stesso non poteva non rinvenirsi anche nei pozzi privati finitimi.

Così, ad esempio, dividendo idealmente l'area cd. della Frascchetta in zone, si vedrà che nelle vicinanze della Cascina, già analizzata quanto alle acque dei suoi pozzi, si colloca il Pozzo P2 AMAG, i cui valori di cromo esavalente, sulla base di prelievi effettuati tanto da quanto da ARPA (reperibili in vari allegati del PdC 2009, doc. 34, faldone 8 del fascicolo ex art. 431 c.p.p., così come puntualmente annotato dal c.t. prof. nel testo di riferimento depositato all'udienza del 10.3.2014 – faldone VIII, aff. 709 – ed intitolato "Tabella con elencazione dati analitici sulle acque sotterranee utilizzati dai CT difese Ausimont") hanno dato, per rimanere nel periodo in contestazione, risultati del tutto assimilabili a quelli della Cascina: 120 µg/l il 19.6.2008, 127 µg/l il 8.10.2008, 128 µg/l il 27.11.08, 114 µg/l il 17.4.2009, 88 µg/l il 14.5.2009, 81 µg/l il 22.6.2009, 105 µg/l il 22.7.2009, 100 µg/l il 1.9.2009, 98 µg/l il 22.9.2009, 72 µg/l il 19.10.2009, 109 µg/l il 5.11.2009, 70 µg/l il 3.12.2009, 92 µg/l il 2.2.2010, 82 µg/l il 14.6.2010, 95 µg/l il 15.7.2010, 64 µg/l il 27.7.2010. Nelle date corrispondenti, il P2 AMAG faceva segnalare inoltre i seguenti valori di cloroformio: 157 µg/l, 182 µg/l, 392 µg/l, 183 µg/l, 74,66 µg/l, 19,52 µg/l, 108 µg/l, 64,8 µg/l, 59,32 µg/l, 44,29 µg/l, 104 µg/l, 39 µg/l, 62,4 µg/l, 38,6 µg/l, 154 µg/l, 25 µg/l; di tetracloruro di carbonio: 273 µg/l, 304 µg/l, 572 µg/l, 358 µg/l, 142,97 µg/l, 20,48 µg/l, 169 µg/l, 76,2 µg/l, 110,44 µg/l, 95,88 µg/l, 180 µg/l, 69,4 µg/l, 115 µg/l, 68,7 µg/l, 102 µg/l; di tricloroetilene: 5,3 µg/l, 4,4 µg/l, 5,3 µg/l, 4,7 µg/l, 49,87 µg/l, 6,2 µg/l, 3,1 µg/l, 24,4 µg/l, 33,84 µg/l, 28,14 µg/l, 3, 14,9 µg/l, 27,7 µg/l, 2 µg/l, 2,4; di tetracloroetilene: 3 µg/l, 2,8 µg/l, 1,48 µg/l, 1,26 µg/l, 2,2 µg/l, 1,03 µg/l (unico valore rientrante nei limiti del D. Lgs. 152/06), 2,41 µg/l, 1,35 µg/l, 2,3 µg/l, 1,79 µg/l, 1,15 µg/l, 11,86 µg/l, 2,2 µg/l, 1,27 µg/l.

Tali dati indicano un *trend* altalenante della contaminazione, con seria tendenza alla diminuzione, solo dopo l'anno 2010.

Invece, i valori risultanti dai prelievi effettuati, e riportati sopra, presso la Cascina e la Cascina (entrambe situate nella zona a nord-est di quella esaminata), rendono evidente che la contaminazione non le ha raggiunte, né quanto al cromo né quanto alle altre sostanze, se non per un minimo superamento del parametro cloroformio (0,2 µg/l – 0,3 µg/l: il riferimento è sempre alla tabella di pag. 81 della relazione ARPA): il che dà utili informazioni sull'andamento del pennacchio di contaminazione, evidenziando che lo stesso segue perfettamente il deflusso sotterraneo della falda libera, con direzione sud-est/nord-ovest, cioè nella zona direttamente a valle dello stabilimento rispetto al senso dell'acquifero.

Analogamente:

nella zona dell'ex-zuccherificio, i cui valori di falda sono stati appena riportati, sono collocati, in posizione prossima tra loro, il P5 AMAG ed i pozzi della Cascina e della

. Per questi ultimi, si ha disponibilità esclusivamente di valori risalenti al più tardi al luglio 1984 (reperibili in documento 17, faldone 3, del fascicolo per dibattimento, sottofascicolo 5 "analisi pozzi esterni"): così, per il cromo esavalente, la Cascina dava, rispettivamente nel luglio '78, nel luglio '79, nel luglio '82, nel luglio '83, nel luglio '85, i seguenti valori in mg/l: 0,45; 0,18; 0,17; 0,2; 0,01; di tetracloruro di carbonio, sempre in mg/l: 1,6 nel luglio '82; 1,8 nel luglio '83; 5,0 nel luglio '84; di cloroformio, nelle stesse date e sempre in mg/l: 1,0; 4,0; 2,2). Il pozzo della , invece, risulta campionato solo negli anni '60 e '61 per i valori di cromo totale e ha dato risultati di 1240 µg/l e di 923 µg/l (in *addendum* al PdC 4.5.2009, all. 25).

Il P5 AMAG, campionato a partire dal 2008 (dati ENVIRON ed ARPA) ha fornito, sempre per il periodo in imputazione, valori di cromo esavalente oscillanti tra i 68 µg/l ed i 150 µg/l, con netta prevalenza di risultati abbondantemente superiori ai 100 µg/l, valori di tetracloruro di carbonio oscillanti tra 130 µg/l (non si considerano i risultati di 60 µg/l e 40 µg/l dell'ottobre e novembre 2008 perché relativi ai periodi iniziali di messa in funzione del piezometro) e 702 µg/l, con abbondanza di risultati considerevolmente superiori ai 200 µg/l; valori di cloroformio, sempre esclusi i dati relativi al primissimo funzionamento del piezometro, oscillanti tra i 118 ed i 525 µg/l, con netta abbondanza di risultati superiori ai 200 µg/l (dati in PdC 2009, allegati vari e in risultati PdC ottobre 2009, vari allegati, reperibili rispettivamente, il primo, nel documento n. 34 del fascicolo per il dibattimento, faldone 8 e, il secondo, in formato digitale, tra gli allegati alla Relazione sintetica dei c.t. difese , seguendo il percorso: Doc. 89_Risultati del PdCi_2009-10> Tabelle).

Analogamente si potrebbe procedere con il confronto degli altri contaminanti.

Tali dati dovrebbero ipoteticamente indicare che nei punti ove si trovavano i predetti pozzi privati, la contaminazione, storicamente elevatissima, continua ad essere presente, e per di più per un ampio ventaglio di sostanze inquinanti, sia pure a livelli inferiori, ma sempre ampiamente oltre le concentrazioni *ammissibili* secondo il consulente del P.M. e con andamento oscillatorio, giacché i valori riportati non sono affatto in calando continuo, ma, appunto, oscillano nel tempo, alternando aumenti e diminuzioni.

Se ci si mette in quest'ottica, però, si deve considerare che, tanto per cominciare, nulla si sa dell'uso cui detti pozzi erano destinati nel periodo in contestazione, sicché, mentre sul punto a nulla servono i dati di contaminazione storica, appartenenti ad un passato remoto, risulterebbe inutile estendere ad essi i dati dei pozzi e dei piezometri non lontani (P5 AMAG, o ex zuccherificio).

Ma, in ogni caso, l'operazione non è praticabile e la dimostrazione più puntuale ne è il raffronto tra i piezometri P10 AMAG, situato lungo , all'intersezione con la strada regionale n. 10 (ex

statale 35 *bis* dei Giovi) e P21 AMAG, profondo 20 metri, situato sempre sulla strada

In questa zona insistono diversi pozzi privati, appartenenti ai sigg.

oltre al pozzo . Di essi sono disponibili valori antichi, risalenti agli anni '59/'62, esaminati, con riferimento al parametro cromo totale, a volte in parallelo dal Laboratorio Chimico Provinciale e dal Laboratorio Fiscale Montedison e a volte solo da quest'ultimo (risultati reperibili nel cd. "libretto nero", doc. 37 faldone 8 del fascicolo per il dibattimento). Tali dati indicano ad esempio, per il pozzo (di cui manca l'indicazione di profondità), in data 4.8.59, valori di cromo totale corrispondenti a 143 µg/l; per il pozzo casa, indicato come profondo 65 metri, in data 23.3.59, valori corrispondenti a 357 µg/l e, in data 11.2.60, a 207 µg/l; per il pozzo vigna, indicato come profondo 6 metri, il valore di 204 µg/l nel luglio '60; per il pozzo dello zuccherificio (case), senza indicazione di profondità, nessun valore negli anni '59-'61; per il pozzo i, senza indicazione di profondità, valori di 163 µg/l in data 23.3.59 e di 172 µg/l in data 11.2.60. Del pozzo

esistono molti campionamenti, ripetuti con frequenza negli anni tra il '59 e il '63, nei quali sono indicati valori che si attestano sui 10 µg/l ed anche meno.

In epoca più recente (novembre 2008 e aprile 2009) ha operato sul pozzo due prelievi, che hanno dato valori di 13 µg/l e 17 µg/l per il cromo totale e di 9 µg/l e 17 µg/l per il cromo esavalente; ugualmente, per il parametro cloroformio, i valori sono risultati, nelle stesse date, di 0,8 µg/l e 1,7 µg/l, per il tetracloroetilene di 1,3 µg/l (unico prelievo il 17.4.09), per il tetracloruro di carbonio di 0,4 µg/l e 3,9 µg/l (i dati sono reperibili nel Piano di Caratterizzazione del gennaio 2009 e nei "Risultati del Piano di Caratterizzazione" dell'ottobre 2009).

Il pozzo 21 AMAG (prelievi e ARPA) ha registrato valori di cromo esavalente pari a 150 µg/l nel novembre 2008, 151 µg/l il 17 aprile 2009, 103 µg/l il 22.6.2009, 123 µg/l il 23.7.2009, 111 µg/l il 1.9.2009, 103 µg/l il 22.9.2009, 95 µg/l il 19.10.2009, 109 µg/l il 5.11.2009, 81 µg/l il 3.12.2009, 58 µg/l il 3.2.2010, 110 µg/l il 22.4.2010 ed a seguire valori in progressiva diminuzione, seppure ancora superiori ai limiti del D. Lgs. 152/06; per il parametro cloroformio, dopo il picco di 277 µg/l dell'ottobre 2008, lo stesso piezometro ha presentato nel novembre 2008 valori di 94 µg/l, di 48 µg/l il 17 aprile 2009, di 16,3 µg/l il 22.6.2009, di 32 µg/l il 23.7.2009, di 17,8 µg/l il 1.9.2009, di 18,1 µg/l il 22.9.2009, di 12,7 µg/l il 19.10.2009, di 32 µg/l il 5.11.2009, di 16,6 µg/l il 3.12.2009, di 14,9 µg/l il 3.2.2010, di 28 µg/l il 22.4.2010 e così via a seguire con valori oscillanti; per il parametro tetracloroetilene ha fatto registrare, nelle varie date di campionamento sopra riportate, valori oscillanti tra 1,4 µg/l e 4,1 µg/l (senza che si apprezzi un *trend* uniformemente decrescente); per il parametro tetracloruro di carbonio, dopo il valore di 401 µg/l dell'ottobre 2008, il piezometro ha presentato valori di 114 µg/l nel novembre 2008, di 63 µg/l il 17 aprile 2009, di 19,5 µg/l il 22.6.2009, di 58 µg/l il 23.7.2009, di 28,3 µg/l il 1.9.2009, di 29,02 µg/l il 22.9.2009, di 15,72 µg/l il 19.10.2009, di 47 µg/l il 5.11.2009, 23,5 µg/l il 3.12.2009, 21 µg/l il 3.2.2010, 40 µg/l il 22.4.2010, 11 µg/l il 27.4.2010, 16,6 µg/l il 14.6.2010, di 22 µg/l il 9.7.2010, di 12 µg/l il 27.7.2010.

Il pozzo 10 AMAG ha fatto a sua volta rilevare: per il cromo esavalente, valori di 17 µg/l sia nel giugno sia nell'ottobre 2008, di 10 µg/l nel novembre 2008, di 22 µg/l il 17 aprile 2009, di 11 µg/l il 22.7.2009, di 12 µg/l il 3.11.2009, di 10 µg/l il 12.7.2010; per il parametro cloroformio, valori di 6,6 µg/l nel giugno, di 4,8 nell'ottobre 2008, di 2,3 µg/l nel novembre 2008, di 3,3 µg/l il 17 aprile 2009, di 2,1 µg/l il 22.7.2009, di 2,6 µg/l il 3.11.2009, di 1,3 µg/l il 12.7.2010; per il parametro tetracloroetilene valori di 4,8 µg/l nel giugno 2008, di 3,3 µg/l nell'aprile 2009, di 3,8 µg/l nel luglio 2009, di 3,5 µg/l il 3.11.2009 ed il 12.7.2010; per il parametro tetracloruro di carbonio, valori di 5,7 µg/l nel giugno 2008, di 11 µg/l nell'ottobre 2008, di 2,1 µg/l nel novembre 2008, di 3,3 µg/l nell'aprile 2009, di 2,2 µg/l nel luglio 2009, di 6,7 µg/l il 3.11.2009, di 1 µg/l il 12.7.2010.

Dalla serie di questi risultati risulta evidente come i piezometri AMAG, campionati in modo costante ed in tempi ravvicinati, offrano dati di contaminazione profondamente diversi, pur essendo collocati in punti relativamente vicini, entrambi a valle dello stabilimento, l'uno (P10 AMAG) leggermente più a est, l'altro lievemente più a ovest. Tra l'altro va segnalato che il P10 AMAG si trova, grosso modo, in corrispondenza di quel pozzo 2, profondo 20 metri, ubicato a nord di Spinetta Marengo ed a valle idrogeologica del sito industriale, tra via _____, oggetto del monitoraggio ambientale della Frascchetta, che, nell'aprile e nel settembre 1998, aveva fatto segnalare i seguenti dati (in ordine cronologico e per sostanza): n.r. e 57 µg/l di cromo esavalente, 8 µg/l e 68 µg/l di cromo totale, 14,4 µg/l e 17,4 µg/l di tetracloruro di carbonio e 16,3 e 19,6 µg/l di (sempre in aprile e settembre) di cloroformio (cfr. figura 6 pag. 40 rel. c.i.).

E' dunque palese che i valori di P10 AMAG e P21 AMAG non sono minimamente paragonabili: pur presentando entrambi esiti di contaminazione nel periodo di riferimento (con un *trend* in faticosa, ma apprezzabile diminuzione dal 2010-2011 in avanti), i risultati di P 21 AMAG superano spesso quelli di P10 AMAG anche di un ordine di grandezza. Vero che P 10 AMAG si trova leggermente più a est del pennacchio di inquinamento, la cui direzione piega verso ovest, ma certo non si può, sulla base di questo solo dato, attribuire ai pozzi privati compresi nel breve spazio esistente tra i due pozzi i valori negativi di P 21 AMAG rispetto a quelli di P10 AMAG che, se anche oltrepassano le CSC del D. Lgs. 152/06, non superano neppure lontanamente le concentrazioni *ammissibili* secondo il prof. _____ Infatti non a caso il pozzo _____ di via Barbotta 4, collocato esattamente a metà, sulla direttrice est-ovest, tra i due piezometri presenta, come si è visto, valori più assimilabili a quelli del P 10 AMAG piuttosto che a quelli di P 21 AMAG; e, ancora, il pozzo _____ (destinato peraltro ad uso irriguo), uno dei più vicini al P21 AMAG, controllato da AMAG stessa durante la cd. emergenza cromo in data 28.5.2008, presenta valori di cromo esavalente di 4 µg/l.

Ne deriva che l'ideale estensione ai pozzi di attingimento privato dei valori rinvenuti in falda in punti più o meno vicini sarebbe operazione pericolosa per la prova e quindi non percorribile, poiché mentre sono stati verificati superamenti sensibili su alcuni punti di prelievo, ne sono stati verificati altri assai meno sensibili su punti non lontani: sicché, in assenza di dati sui singoli pozzi privati intermedi, non si può ritenere provato che i peggiori valori siano applicabili anche a questi ultimi.

Né si può accedere alla tesi del Pubblico Ministero secondo cui, una volta che esiste un pozzo, e dunque la possibilità di attingervi acqua, per definizione quest'ultima dovrebbe ritenersi destinata all'alimentazione, in quanto l'uso di quell'acqua per l'uno o per l'altro scopo sarebbe lasciato all'iniziativa dei singoli, senza che nessun provvedimento dell'autorità possa impedirlo.

Si tratta di un argomento suggestivo, che, tuttavia, perde smalto sia sotto il profilo strettamente giuridico, perché l'espressione "destinata" non può essere obliterata nel suo significato di finalità espressamente e preventivamente individuata (e sul punto, ampiamente sviscerato nella parte iniziale, non si ritorna), sia sotto quello fattuale, giacché non è vero che i pozzi sono tutti uguali e che sono meramente casuali gli utilizzi che della loro acqua si fanno; è vero al contrario che, per aprire pozzi ad uso potabile, occorre ottenere una specifica autorizzazione e, ovviamente, sottostare ai controlli del servizio di igiene pubblica, sicché questa e solo questa può definirsi acqua destinata all'alimentazione.

Pertanto, e in definitiva, seppur effettivamente unica e nel suo complesso destinata anche all'alimentazione, bisogna riconoscere che la falda in realtà segue percorsi sconosciuti e sicuramente irregolari, onde, pur senza ovviamente pretendere la prova che da quei pozzi qualcuno

6

effettivamente bevesse nelle quantità necessarie a raggiungere e superare la dose *ammissibile*, non si può comunque prescindere dai valori di contaminazione specifici riferibili ad un punto al quale attingono uno o più pozzi destinati ad emungimento di acqua a scopi alimentari.

Non risulta quindi dimostrato l'avvelenamento di acque destinate all'alimentazione nei pozzi privati della frazione di Spinetta Marengo e dei sobborghi limitrofi.

Altro pozzo sicuramente destinato all'alimentazione, che tuttavia capta nella falda profonda (circa 100 mt., quindi, se si ha presente il modello idrogeologico, al di sotto del primo complesso idrico multistrato, e qui si introduce, allora, il diverso ma parallelo concetto di migrazione verticale del contaminante) è il pozzo 8, utilizzato in _____, fino a tutto il 2008, per il consumo alimentare dei dipendenti, sia attraverso punti di erogazione puri e semplici come i rubinetti collocati in varie parti dello stabilimento, sia attraverso l'utilizzo in mensa, sia attraverso i distributori automatici di bevande, sebbene con un *trend* a scalare, come si è visto in altra parte della sentenza, dal momento che alcune utenze interne aziendali a scopo potabile hanno cominciato ad essere allacciate all'acquedotto già nel 1998 (lavaggio generi alimentari, preparazione, cottura cibi) ed altre nel 2006 (mensa, alcuni uffici, infermeria, palazzina direzione), sicché nel maggio 2008 rimanevano serviti dal pozzo 8 esclusivamente punti con utilizzo discontinuo ed eventuale, quali ad esempio alcuni rubinetti nei pressi dei servizi igienici.

Le analisi del pozzo 8, reperibili in vari atti del processo (doc. 21 e 22 in faldone 6 del fascicolo per il dibattimento; produzioni delle difese _____ in data 22.5.2013, faldone III del dibattimento, Piano di Caratterizzazione Integrativo del 2009, all. A6, A10, C7 su supporto informatico) attestano, senza ombra di dubbio, che l'acqua attinta è sempre stata conforme ai criteri di potabilità e non ha comunque mai superato, se non in modo irrilevante rispetto ai rischi per la salute, neppure i limiti previsti per le acque sotterranee.

Infatti, il prof. _____ nella sua relazione tecnica, prendendo a base i valori del magazzino materiali tecnici della linea pozzo 8, ha così concluso (pag. 47): "L'analisi dei risultati mette in evidenza un rischio *accettabile* per quanto riguarda l'effetto tossico e cancerogeno delle sostanze prese in esame".

L'appendice 1 della c.t. _____ ripercorre (pag. 9) i diversi piani di monitoraggio del pozzo 8, campionato come pozzo d'acqua potabile, come pozzo industriale, come pozzo di controllo di monte delle discariche (così dr.ssa _____ all'udienza del 22.1.2014).

Le fonti dei referti disponibili per il processo sono pertanto molteplici: si tratta vuoi dei risultati delle analisi compiute dai vari soggetti interessati alla potabilità dell'acqua (AMAG, ARPA, Comune, Provincia) a seguito di accessi a carattere istituzionale, vuoi di quelli acquisiti dallo stesso stabilimento nel corso di plurime campagne di monitoraggio, vuoi ancora di quelli risultati da esami svolti da terzi per conto di _____. In tutto, sono disponibili 132 analisi, nell'arco temporale dal 1983 al 2007, aventi ad oggetto una vasta gamma di composti: metalli, tra cui naturalmente cromo esavalente e cromo totale, organoalogenati ed in particolare tricloroetilene, cloroformio e fitofarmaci.

Tutte queste analisi, oltre a non evidenziare superamenti dei valori di potabilità, mostrano, anche per ciò che riguarda i contaminanti non normati dal D. Lgs. 31/01, totale assenza di valori che possano impensierire sotto il profilo del pericolo per la salute e, del resto, è più che logico che ciò sia accaduto, atteso che tutte le prove hanno dimostrato come la contaminazione passi dalla falda superficiale a quella intermedia e poco o niente a quella profonda, intesa per tale quella, effettivamente quasi del tutto separata dall'acquifero superiore, che si trova oltre i 75 mt. di profondità.

E' interessante notare come tutti i bollettini analitici dei laboratori pubblici esprimano parere di conformità alla legge sulla potabilità, pure in un contesto in cui per alcuni parametri risulta superato il limite di cui al D. Lgs. 152/06 ed al precedente D.M. 471/99.

Va, altresì, notato come la tipologia delle analisi ed i risultati delle stesse effettuate dagli Enti pubblici e dall'azienda siano sostanzialmente sovrapponibili.

Ne deriva che neppure con riferimento al pozzo dello stabilimento utilizzato per l'alimentazione umana può dirsi raggiunta la prova dell'avvelenamento di acque, essendosi anzi raggiunta la prova del contrario.

Infine, neppure i pozzi dell'acquedotto sono mai stati raggiunti da criticità, né quanto al cromo, totale o esavalente, né quanto ad altri parametri.

Si tratta dei pozzi , che si trovano tutti a monte dello stabilimento e pescano in falda profonda, cioè oltre i 75 metri dal piano di campagna, in genere intorno ai 100 metri. E' evidente che tali pozzi non hanno nulla a che fare con i piezometri costruiti da AMAG nella zona a valle dello stabilimento, all'esclusivo fine di monitoraggio della falda superficiale, dopo la cd. "emergenza cromo".

Il doc. 19 allegato all'appendice 1 della c.t. difese reca il quadro sinottico delle analisi disponibili dei pozzi dell'acquedotto; analoga documentazione si reperisce anche sul supporto informatico denominato "istanza istruttoria A, B", depositato dalle medesime difese all'udienza del 27.3.2013, allegato I, faldone I del dibattimento.

Per i pozzi sono disponibili 103 analisi dei laboratori ARPA, di cui tre relative a quest'ultimo pozzo, prima che fosse allacciato alla rete. Le analisi coprono un periodo dal 1999-2011, riguardano una vasta gamma di composti (metalli, organo-alogenati, fitofarmaci) e sono tutte chimicamente conformi ai limiti indicati dalle norme sulla potabilità delle acque (dpr 236/88 o d. l.vo 31/01); in 93 di queste tale parere è esplicitato, mentre in 3 sono segnalate eccedenze dei valori guida per i parametri microbiologici.

Per i pozzi sono disponibili 511 analisi dei laboratori AMAG, che coprono l'arco temporale 2008-2011 e che monitorano i parametri di cromo totale, cromo esavalente, sommatoria organoalogenati, intesa quale sommatoria di tricloroetilene, tetracloroetilene e triometani: tutte le analisi esplicitano il parere di conformità alle norme sulla potabilità delle acque (D. Lgs. 31/01).

Il pozzo , chiuso in epoca successiva al periodo in contestazione (2012), è stato oggetto di provvedimento in via precauzionale della Pubblica Autorità, secondo la difesa

, non perché inquinato, ma perché collocato in zona soggetta a bonifica e, come tale, non utilizzabile per acqua potabile. ARPA, per vero, avrebbe indicato i valori delle sostanze inquinanti contenute nel pozzo a come sintomo di estensione dell'inquinamento anche al livello profondo della falda, laddove invece tali valori sarebbero semplicemente stati rilevati con apparecchiature particolarmente sensibili che prima non erano a disposizione dell'istituto e che, comunque, tutto ciò che hanno potuto fare è stato constatare la presenza di tracce di inquinanti neppure tali da superare le CSC. Di talché anche questa informazione sarebbe stata, secondo le difese, artificiosamente fornita da ARPA al Comune come pretesto per la chiusura del pozzo senza dover ammettere che in realtà esso non avrebbe mai potuto essere utilizzato per l'acquedotto perché costruito in zona di rispetto.

Nonostante l'ennesima polemica sotto questo specifico profilo, per quanto riguarda strettamente il procedimento resta il fatto che tutti i pozzi dell'acquedotto pescano in falda profonda, quindi al di sotto non solo di quella superficiale, ma anche di quella intermedia, vale a dire delle due parti dell'acquifero nelle quali è forte lo scambio di acqua, laddove invece la falda ancora più profonda si presenta protetta da un setto di separazione sostanzialmente uniforme.

Ne deriva che l'acqua potabile a servizio della città di Alessandria e di Spinetta Marengo è sempre stata conforme ai requisiti chimici di cui alle norme in materia e quindi, per definizione, secondo quanto affermato in altra parte della motivazione, non potrebbe mai considerarsi avvelenata.

5.7 Una diversa qualificazione giuridica del fatto

La mancanza di punti d'attingimento ad uso potabile o comunque alimentare di acqua *avvelenata*, cioè con valori di contaminazione tali, per qualità e quantità, da esporre la popolazione che l'avesse costantemente bevuta a plurimi rischi per la salute, non toglie, tuttavia, all'acqua, intesa quale matrice ambientale, ampi connotati di pericolosità.

Non vi può essere – e non vi è stata – discussione in ordine al fatto, accertato nel processo, che la falda superficiale e intermedia che scorre sotto l'intera area occupata dallo stabilimento

e sotto l'area che da questo si estende, in linea sud-est/ nord-ovest, fino al fiume Bormida, comprendendo la zona dell'ex-zuccherificio, quella dello stabilimento ed altri insediamenti, tra i quali un certo numero di cascine e/o abitazioni private, presenta una costante ed elevata contaminazione da parte di diverse sostanze chimiche con proprietà tossiche e cancerogene, a seguito del loro storico interrimento o della loro diretta dispersione dagli impianti industriali.

Le relazioni sopra riportate, tutte provenienti, lo si ribadisce, dagli imputati, o meglio dalle società ambientali cui gli stessi si sono ripetutamente rivolti, non solo nel contesto del procedimento di bonifica ma, in epoca più risalente, anche nell'ambito dell'informazione interna sul controllo dell'attività d'impresa, hanno rilevato nell'area dello stabilimento anomale concentrazioni di inquinanti nei terreni, ampiamente superiori a quelle previste per i siti industriali, nonché anomale e allarmanti concentrazioni nell'acqua di falda di cui fino ad ora si è discusso. Si tratta di comunicazioni che spesso le società ambientali hanno trasmesso ai propri committenti in forma riservata, addirittura, come si vedrà meglio in seguito, in doppia forma, una per gli interessati ed una, spesso pesantemente edulcorata, per gli Enti di controllo, sicché sarebbe veramente fuori luogo, da parte degli imputati, sostenere la non conformità dei resoconti per così dire "interni" ad una situazione oggettiva.

Non possono esserci dubbi neppure sul fatto che l'inquinamento abbia rivestito i caratteri di un fenomeno particolarmente grave, sia per la pericolosità intrinseca delle sostanze, sia per il fatto che dal terreno esse si sono estese a contaminare un'altra matrice ambientale d'importanza vitale, che ha contribuito ad ulteriormente incrementarne la diffusione, sia infine per la loro persistenza, tale da rendere non solo rilevante, ma molto difficilmente reversibile, la compromissione delle matrici interessate.

I terreni collocati nell'area dello stabilimento in prossimità degli impianti ed anche nella zona immediatamente circostante e le acque che la falda trasporta fino al fiume Bormida, per una profondità che in alcuni punti è stata misurata fino anche a 70 metri, sono totalmente e gravemente pregiudicati, tanto che il loro utilizzo, anche a fini meramente commerciali (si pensi al destino dell'area dell'ex-zuccherificio, che non ha avuto gli sviluppi sperati anche per il rilevato inquinamento della zona, nonché alle plurime ordinanze sindacali emesse durante la cd. "emergenza cromo") è stato inibito o posto in discussione senza un'adeguata bonifica, di complessità ed onerosità ampiamente conclamate dai problemi tecnici in cui si è dibattuto ed ancora si dibatte il polo industriale proprietario del sito per eliminarne gli effetti.

Se, dunque, non si è verificato in senso tecnico il reato di cui all'art. 439 c.p., per la mancanza, all'interno dell'area gravemente contaminata, di punti di attingimento ad uso potabile o alimentare dai quali sgorgasse acqua con i valori di contaminazione che secondo la Corte sono, di per sé, indice di *avvelenamento*, certo neppure si può affermare, come pretenderebbero le difese, che si è trattato di un mero inquinamento di natura contravvenzionale, proprio per la compromissione grave, diffusa

e difficilmente reversibile di più matrici ambientali (del terreno, e da questo all'acqua, ma anche, direttamente, dell'acqua stessa, attraverso le perdite dagli impianti).

L'una e l'altra matrice sono indefettibili presupposti di salubrità ambientale ed il loro uso, sotto qualunque forma, ed anche solo il semplice contatto con esse, non devono compromettere in alcun modo l'incolumità pubblica.

Tale principio non è meramente teorico, ma trova conferma normativa nell'art. 2 del D. Lgs. 152/06, che rivendica "la finalità di promozione dei livelli di qualità della vita umana, da realizzare attraverso la salvaguardia ed il miglioramento delle condizioni dell'ambiente e l'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali", così che, viceversa, ogni compromissione rilevante delle matrici ambientali essenziali incide inevitabilmente sulle condizioni di vita e di salute dell'uomo; e non a caso, infatti, l'art. 1 del D. Lgs. 31/2001, nel delimitare l'ambito di applicazione della normativa, adottata dallo Stato italiano in attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alle acque destinate al consumo umano, ne determina "il fine di proteggere la salute umana dagli effetti negativi derivanti dalla contaminazione delle acque, garantendone la salubrità e la pulizia", specificando poi, all'art. 2, che "acque destinate al consumo umano" sono sia quelle per uso potabile, sia quelle destinate alla preparazione di cibi e bevande, sia in generale quelle "per altri usi domestici", *tra i quali devono sicuramente annoverarsi anche l'innaffiamento di orti e giardini, ovvero l'irrigazione di colture.*

Se, quindi, il reato di avvelenamento richiede l'effettiva destinazione alimentare dell'acqua, destinazione che del resto l'art. 2 del D. Lgs. 31/01 distingue chiaramente dalle altre possibili, il reato di disastro innominato contempla invece il "bene acqua" come matrice ambientale, disinteressandosi dei vari usi che della stessa possano farsi: da un lato, ampliando le tipologie d'utilizzo (comprendendovi anche, per esempio, quello igienico-sanitario; e qui ritornano in campo i valori di pericolo che il consulente prof. ha esaminato a proposito del contatto dermico con acqua contaminata, esclusi invece dall'esame della Corte con riferimento all'acqua destinata all'alimentazione) e, dall'altro lato, abbandonando il concetto di attualità ed effettività dell'uso per allargarlo anche a quello solo potenziale.

Ritiene questa Corte, pertanto, che il reato di disastro ambientale non soffra delle pesanti limitazioni interpretative derivanti, con riferimento al reato di cui all'art. 439 c.p., dall'indubbia pregnanza semantica del termine "avvelenamento" nonché della locuzione "acque destinate all'alimentazione"; e che, ai fini del reato di cui all'art. 434 c.p., con riferimento specifico alla matrice acqua, non siano necessarie l'attualità della destinazione (di cui al termine "destinate", riportato nella fattispecie legale del delitto di avvelenamento), potendo la medesima essere anche solo potenziale, né tanto meno la specificità di tale destinazione all'alimentazione umana, potendosi quindi certamente ricomprendere nell'oggetto di tutela, oltre a tutti i possibili usi domestici di cui all'art. 2 D. lgs. 31/01, anche l'acqua destinata all'irrigazione delle colture e all'abbeveraggio del bestiame, o l'acqua destinata al riempimento di piscine, o l'acqua dei fiumi, o l'acqua di falda, purché attingibile e quindi, potenzialmente idonea ad entrare, in qualsiasi modo, in contatto con gli esseri umani.

Non è richiesta, quindi, la dimostrazione di un possibile concreto attingimento dell'acqua, ad uso potabile o meno, ma è invece sufficiente che il grave e complesso inquinamento della falda si sia verificato con capacità altamente diffusive, recando una contaminazione dell'acqua tale da poter creare pericolo per l'incolumità pubblica di una moltitudine indistinta di persone: concetto più vasto, evidentemente, del pericolo per la salute intrinsecamente connesso all'avvelenamento, il quale richiede, invece, la possibilità concreta che una moltitudine indistinta di persone possa bere, ovvero comunque utilizzare per l'alimentazione umana, anche se poi in concreto non lo faccia, acqua "avvelenata".

Quanto all'attingibilità, basterà evocare i pozzi della cascina Pederbona, investita in pieno dal pennacchio di contaminazione che fuoriusciva dallo stabilimento, pozzi che, durante tutto il periodo in imputazione, hanno fornito acque irrigue per le colture dell'azienda agricola e per l'abbeverata degli animali da latte, quindi per scopi strettamente connessi con la vita umana, anche sotto il profilo dell'alimentazione, sia pure mediata, attraverso i prodotti dell'allevamento: pozzi che sono stati immediatamente chiusi dalla pubblica autorità a seguito della cd. "emergenza cromo" (cfr. teste Ardiani, trascr. ud. 12.6.2013, pag. 127).

Ed ancora va ricordata l'esistenza del "vecchio" pozzo profondo dell'ex-zuccherificio, il cui dichiarato disuso, testimoniato dalla relazione (doc. 6 in faldone I ex art. 431 c.p.p.), pur rilevante sotto il profilo dell'avvelenamento, per la mancanza della destinazione attuale all'alimentazione, non lo è invece sotto quello del disastro ambientale, per il quale basta la possibilità di attingimento dell'acqua. La situazione è del tutto paragonabile a quell'acqua stagnante della sentenza della Suprema Corte, n. 19342 del 2007 (vedi *infra*), la cui anche solo potenziale utilizzabilità per l'irrigazione dei campi limitrofi è stata ritenuta sufficiente ad integrare il reato di disastro ambientale, a sua volta ritenuto sulla base del semplice avvertimento del Servizio di igiene pubblica locale di non utilizzare quelle acque: scenario del tutto sovrapponibile al caso di Spinetta Marengo, in cui il Sindaco ha emesso ripetute ordinanze di divieto assoluto o condizionato di utilizzo, a qualunque fine, dei pozzi privati esistenti nella zona circostante lo stabilimento.

Tanto basta per affermare il pericolo per la pubblica incolumità, senza che abbia valore, proprio per quanto si è appena detto, il fatto che, come ha riferito il teste (pagg. 130 ss. trascrizioni), un'analisi richiesta all'Università di Piacenza abbia escluso la contaminazione del raccolto presente nel silos e dei prodotti in campo della cascina

La relazione prodotta dalla difesa all'udienza del 12.6.2013 (in faldone IV, aff. 458) ha esaminato solo i valori di cromo totale e cromo esavalente presenti nel pozzo (70 mt.) destinato all'abbeverata degli animali da latte e nei due pozzi ad uso irriguo (40 mt.): non è indicata la data del prelievo cui si fa riferimento né sono sviluppate altre considerazioni su inquinanti diversi dal cromo. La relazione precisa che per l'acqua a uso irriguo "non esistono specifiche indicazioni normative, in ogni caso la concentrazione massima tollerabile di cromo per l'acqua irrigua dovrebbe essere di 100 µg/l". Individua poi una serie di concentrazioni di cromo totale accertate su campioni di cereali, insilato di mais e fieno di loietto forniti dalla Cascina e li paragona con quelli di altra azienda sperimentale: dalle analisi (pag. 4 della relazione), risulta un concentrato di cromo del tutto in linea con il dato di confronto, ad eccezione di quello rinvenuto nel mais del silos torre della cascina, di 5/6 volte superiore (valore medio 6,17 mg/kg). Sulla base di questi elementi, la consulenza conclude: che l'acqua per l'abbeverata del bestiame contiene tracce di cromo esavalente non costituenti rischio per la salute degli animali, essendo abbondantemente sotto i limiti per le acque potabili; che i valori, superiori ai limiti di potabilità, riscontrati invece nell'acqua ad uso irriguo, non pongono problemi per il suo utilizzo, dal momento che EPA 1997 e NRC 1974 e 1980 indicano per essa, come si è appena detto, un livello di accettabilità di 100 µg/l e dal momento che il cromo esavalente accidentalmente contenuto nel terreno viene rapidamente ridotto a cromo trivalente e come tale insolubilizzato in forma di ossido; che in ogni caso le forme di cromo trivalente e cromo esavalente sono pochissimo assorbite e trasferite nelle parti epigee dei vegetali foraggeri; che i vegetali da foraggio della Cascina contengono un *range* normale di cromo trivalente, mentre i livelli di sostanza nel latte sono tra i più bassi di quelli medi riferibili al prodotto degli allevamenti italiani.

Tali conclusioni, tuttavia, a prescindere dal fatto che la relazione "assolve" troppo velocemente i valori di 6,75 e 5,59 mg/kg contenuti nel silo mais torre, semplicemente mettendoli a confronto con dati anche superiori (9,9 mg/kg) riscontrati in razioni per vacche da latte del Wisconsin (pag. 13

della relazione); considera che “dovrebbero” essere accettabili per l’acqua irrigua valori di cromo fino a 100 µg/l a fronte di dati di campo che tali percentuali lambiscono molto da vicino (99 µg/l nel Pz 71 il 23.5.2008; 97 µg/l sempre nel Pz 71 il 16.7.2008) o addirittura superano (102 µg/l nel Pz 72 il 22.5.2008); infine non considera, né singolarmente né per effetto sinergico, nessun altro contaminante pure rinvenuto nei pozzi in esame e, soprattutto, nulla dice a proposito dei tempi di eventuale trasferimento degli inquinanti dall’acqua al terreno e da questo alle colture, non sono rilevanti per escludere la sussistenza del reato, perché altri sono i parametri che devono essere tenuti presenti a proposito del delitto di disastro ambientale e che si identificano nella contaminazione di gravi proporzioni, nell’impossibilità o difficoltà della sua riduzione in pristino, nell’attingibilità della falda, al di là della possibilità, anche meramente teorica e futura, che i valori degli inquinanti si trasferiscano nei vegetali o negli animali.

Si tratta, a giudizio della Corte, di un pericolo concreto, relativo ad utenze già esistenti e di fatto utilizzate o utilizzabili, che trae il suo fondamento dalla contaminazione di acque disponibili per l’uomo, in ragione dell’evidenza di pericolosità insita nella composizione qualitativa e quantitativa di quelle acque, cui sono connessi potenziali pericoli per la salute.

Il pericolo non è però meno concreto se si pone mente alla possibilità che, in una zona contraddistinta da insediamenti abitativi e/o agricoli, si possano aprire pozzi o altri punti di prelievo proprio là dove il pennacchio d’inquinamento è più intensamente caratterizzato dalla percentuale di sostanze nocive; ed è certo che a tale evidente, conclamata situazione di rischio non si può rispondere, come hanno fatto alcune difese, che i controlli necessari e – prima ancora di essi – la conoscenza, diffusa e parcellizzata, da parte della popolazione, della contaminazione dell’acqua di falda, avrebbe escluso il rischio di utilizzo dei pozzi della zona e, ancor di più, dell’apertura di nuovi pozzi: e ciò non solo perché, come si è visto, il pozzo della Cascina o quello della parte civile e molti altri della zona sono stati utilizzati fino alla chiusura a seguito della cd. “emergenza cromo”, con ciò smentendo in pieno questo argomento difensivo, ma perché si tratta di un’operazione concettuale improponibile, dovendo la pericolosità essere valutata *ex ante*, al netto delle conoscenze che i singoli possono avere in proposito e delle misure che possono essere adottate per non permettere al pericolo di trasformarsi in danno.

Resta solo da aggiungere che, nel caso di Spinetta Marengo, a fronte di una contaminazione ampiamente provata, così come di una potenzialità di attingimento pure ampiamente provata, l’evento-disastro si è verificato effettivamente.

La giurisprudenza di legittimità conforta, del resto, la possibilità di inquadrare la fattispecie *de qua* nel reato di disastro innominato ambientale, la cui configurabilità richiede “una concreta situazione di pericolo per la pubblica incolumità, nel senso della ricorrenza di un giudizio di probabilità relativo all’attitudine di un certo fatto a ledere o a mettere in pericolo un numero non individuabile di persone, anche se appartenenti a categorie determinate” (Cass., sez. IV, 20.2/18.5.2007, n. 19342).

A tal fine, come ha più volte ripetuto la Suprema Corte, “la capacità diffusiva del nocumento (cosiddetto pericolo comune) dev’essere, con valutazione *ex ante*, accertata in concreto, ma la qualificazione di grave pericolosità non viene meno allorché, eventualmente, l’evento dannoso non si è verificato” (*ibidem*). La fattispecie cui la massima si riferisce riguardava un enorme cumulo di rifiuti, ammassato su un terreno, che si era incendiato, con proporzioni tali da imporre l’intervento dei Vigili del Fuoco, anche perché si erano sprigionati imponenti fumi che, successivamente analizzati, rivelavano la presenza nell’aria di un gas tossico (acroleina) intensamente irritante, altamente volatile, capace di raggiungere considerevoli distanze e di rimanere inalterato nel suo potere di tossicità.

La Corte, nel caso di specie, ha ribadito che la prospettiva *ex ante* dell'accertamento al fine di verificare se un certo fatto abbia avuto attitudine a mettere in pericolo un numero non definito di persone o cose "si pone in logica correlazione con la nozione di pericolo come realtà futura che si presenta necessariamente incerta, anche se probabile".

Muovendo da tale premessa, è corretta la conclusione che la prova del pericolo non debba essere traslata da quella dell'avvenuto danno, "in quanto si andrebbe incontro inevitabilmente ad una contraddizione in punto di diritto, quella di travisare la vera natura del delitto di disastro innominato, negandone l'appartenenza al *genus* dei delitti colposi di comune pericolo, il quale richiede soltanto la prova che dal fatto derivi un pericolo per l'incolumità pubblica e non necessariamente anche la prova che derivi un danno". Nella fattispecie, la Suprema Corte ha ritenuto errata l'impostazione dei primi giudici, che avevano assolto gli imputati, escludendo la sussistenza del disastro in base alla valutazione dell'entità dei danni effettivamente verificatisi in relazione all'inquinamento dell'aria, del territorio e delle acque.

In particolare, la Cassazione ha respinto il ricorso nel punto in cui, in relazione all'inquinamento cagionato dallo stoccaggio abusivo dei rifiuti che avevano preso fuoco, sosteneva che l'acqua circostante la discarica non era in concreto utilizzata per l'irrigazione dei campi.

Poiché il punto di diritto affermato dalla Suprema Corte è che occorre provare non il danno, ma solo il pericolo per la pubblica incolumità, tale prova è stata ritenuta, oltre che sulla base degli altri elementi connessi alla misurazione della nocività dell'aria a causa della diffusione e della permanenza, per almeno quarantott'ore, di un gas tossico quale l'acroleina e di altri aldeidi nocivi, anche sulla base della decisione del Servizio di igiene pubblica locale di allertare il consorzio bonifica del Polesine al fine di impedire ogni nocumento alla salute pubblica eventualmente derivante dall'utilizzo irriguo delle acque, indipendente dal loro concreto ed attuale impiego e dalla percentuale di trasferimento dei contaminanti alle colture che si sarebbe verificata in caso di loro effettivo uso.

Dello stesso tenore la concezione del reato di disastro ambientale secondo Cass., sez. terza, 14.7.2011, n. 46189, che, seppure riferita all'ipotesi del primo comma di cui all'art. 434 c.p., quindi all'ipotesi del mero pericolo di disastro, afferma il seguente principio: "il delitto di disastro innominato (art. 434 c.p.) che è reato di pericolo a consumazione anticipata, si perfeziona, nel caso di contaminazione di siti a seguito di sversamento continuo e ripetuto di rifiuti di origine industriale, con la sola *immutatio loci*, purché questa si riveli idonea a cagionare un danno ambientale di eccezionale gravità".

Quanto a quest'ultimo requisito, secondo la Suprema Corte, "è necessario e sufficiente che il nocumento abbia carattere di prorompente diffusione che esponga a pericolo, collettivamente, un numero indeterminato di persone, che l'eccezionalità della dimensione dell'evento desti un esteso senso di allarme, sicché non è richiesto che il fatto abbia direttamente prodotto collettivamente morte o lesioni, potendo pure colpire cose, purché dalla rovina di queste effettivamente insorga un pericolo grave per la salute collettiva; in tal senso si identificano danno ambientale e disastro qualora l'attività di contaminazione di siti destinati ad insediamenti abitativi o agricoli con sostanze pericolose per la salute umana assuma connotazioni di durata, ampiezza ed intensità tale da risultare in concreto straordinariamente grave e complessa, mentre non è necessaria la prova di immediati effetti lesivi sull'uomo".

Ne deriva che il reato di disastro innominato di cui all'art. 434 comma 1 c.p. si realizza "quando il pericolo concerne un danno ambientale di eccezionale gravità, seppure con effetti non necessariamente irreversibili qualora venga a verificarsi, in quanto il danno provocato potrebbe pur sempre essere riparabile con opere di bonifica".

Nella specie, il pericolo di disastro è stato ritenuto a fronte dell'elevata probabilità della compromissione del bene ambiente, senza necessità di ricercarne la prova, sulla base del ripetuto smaltimento, tramite interrimento, di rifiuti pericolosi tossico-nocivi, in territori particolarmente

vulnerabili per le loro caratteristiche morfo-lito-idrogeologiche e tali condotte sono state considerate idonee in concreto ad incidere sull'ambiente con conseguenze gravi e potenzialità lesive nei confronti dell'incolumità fisica di un numero indeterminato di persone, portatrici di un pericolo concreto ed effettivo, sia per la durata nel tempo del traffico illecito, sia per l'incidenza concreta dell'attività di interrimento con inquinamento del terreno e contaminazione altamente probabile.

Così pure Cass., sez. 5a, 11.10/7.12.2006 n. 40330 afferma, ancora una volta, che nell'accezione di disastro è implicito un evento di danno o di pericolo per la pubblica incolumità "straordinariamente grave e complesso", non però nel senso di "eccezionalmente immane", essendo necessari e sufficienti il "carattere di prorompente diffusione che esponga a pericolo, collettivamente, un numero indeterminato di persone" e "l'esteso senso di allarme" destato dalle eccezionali dimensioni dell'evento.

In altre parole, secondo la Suprema Corte, quello che caratterizza la nozione di disastro "è la diffusione del danno cui è connesso il pericolo per l'integrità alla salute, in guisa da potersene dedurre l'attitudine a mettere in pericolo la pubblica incolumità", come indica la relazione ministeriale al progetto del codice penale: "se dunque il concetto di disastro sta nella potenza espansiva del nocumento (così il Guardasigilli nella relazione al Re) all'integrità ed alla sanità, ben si comprende come si profili in linea astratta esigua la linea di demarcazione tra disastro e danno ambientale, allorché questo sia costituito da un'importante contaminazione di siti destinati ad insediamenti abitativi o agricoli con sostanze pericolose per la salute umana, e come siffatta demarcazione si rilevi inesistente allorché l'attività di contaminazione diretta o indiretta (realizzata, nel caso di specie, mediante accumulo nei territori e versamento nelle acque di rifiuti speciali altamente pericolosi nonché mediante la diffusione di prodotti di compostaggio destinati alla concimazione contenenti residui pericolosi) assuma connotazioni di durata, ampiezza ed intensità tali da risultare, in concreto, straordinariamente grave e complessa".

Le sentenze citate della Suprema Corte esimono dal diffondersi ulteriormente sull'ascrivibilità del delitto di disastro ambientale alla fattispecie di cui all'art. 434 c.p., trattandosi di pronunce che, all'evidenza, danno per scontata questa possibilità. Da tempo invero la giurisprudenza di legittimità ha ricondotto eventi di disastro ambientale allo schema normativo dell' "altro disastro" di cui all'art. 434 c.p., affermando, tra l'altro, che il delitto di disastro innominato è integrato non solo da un "macroevento" di grande e immediata evidenza (crollo, naufragio, deragliamento) che si verifica in un arco di tempo ristretto, ma anche da quegli eventi non immediatamente percepibili, che si possono realizzare in un intervallo temporale anche molto prolungato e che producono, alla pari dei primi, una seria compromissione delle caratteristiche di sicurezza, di tutela della salute e di altri valori della persona e della collettività tali da fondare l'esistenza di una lesione alla pubblica incolumità; con specifico riferimento proprio ad ipotesi di disastro derivante da condotte stratificate nel tempo, per effetto di un'imponente contaminazione di siti mediante accumulo sul territorio e sversamento nelle acque di ingenti quantitativi di rifiuti speciali altamente pericolosi, la Corte ha osservato che requisito del reato di disastro è la potenza espansiva del nocumento, unitamente all'attitudine ad esporre a pericolo, collettivamente, un numero indeterminato di persone.

D'altro canto, con la sentenza 327 del 2008 la Corte Costituzionale, chiamata a pronunciarsi sulla compatibilità con il principio di determinatezza dell'art. 434 c.p. nella parte in cui punisce il cd. disastro innominato, ha ritenuto infondata la questione di legittimità, osservando che "l'art. 434 c.p. mira (...) a colmare ogni eventuale lacuna che di fronte alla multiforme varietà dei fatti possa presentarsi nelle norme (...) concernenti la tutela della pubblica incolumità". La pronuncia in esame ricorda che il legislatore, allorché, nel descrivere una fattispecie criminosa, fa seguire all'elencazione di una serie di casi specifici una formula di chiusura, recante un concetto di genere, qualificato dall'aggettivo "altro" (nella specie, "altro disastro"), intende che il senso di detto concetto – spesso in sé alquanto indeterminato – sia destinato a ricevere luce dalle specie

precedentemente enumerate, le cui connotazioni di fondo debbono potersi rinvenire anche come tratti distintivi del genere. Identificati tali tratti nella dimensione, per cui l'evento distruttivo dev'essere di proporzioni straordinarie e produrre effetti gravi, complessi ed estesi e nella proiezione offensiva, che metta in pericolo la vita o l'integrità fisica di un numero indeterminato di persone, deriva facilmente la traslazione delle stesse caratteristiche alla figura innominata dell' "altro disastro".

Né si pongono problemi di incompatibilità con la normativa emanata nel 2015 sotto il titolo "disposizioni in materia di delitti contro l'ambiente" (l. n. 68) ed in particolare con le figure di reato in qualche maniera sovrapponibili, benché più tipizzate, al disastro innominato ambientale del codice Rocco, poiché l'inserimento della clausola "fuori dei casi previsti dall'art. 434 c.p." esclude qualsiasi valenza abrogante delle nuove norme sulle precedenti.

L'evoluzione giurisprudenziale dirà, per il futuro, se, accanto alla "nuova" ipotesi di reato ambientale, tipizzata nelle tre forme dell'alterazione irreversibile all'equilibrio di un ecosistema, dell'alterazione dell'equilibrio di un ecosistema la cui eliminazione risulti particolarmente onerosa e possa essere conseguita solo con provvedimenti eccezionali, dell'offesa alla pubblica incolumità in ragione dell'estensione della compromissione o dei suoi effetti lesivi ovvero per il numero delle persone offese o esposte al pericolo, sopravviverà una fattispecie di aggressione all'ambiente che possa integrare il reato di cui all'art. 434 c.p. e non il "nuovo" reato di cui all'art. 452 *quater* c.p..

E' certo tuttavia che, per il passato, non vi è questione di applicabilità delle "nuove" disposizioni legislative, che introducendo inedite incriminazioni o amplificazioni di quelle già esistenti ed implicando un trattamento sanzionatorio sensibilmente più grave, non possono avere forza retroattiva per il principio, costituzionalmente protetto, dell'art. 2 c.p..

Vero invece che la lettura dei lavori preparatori ed in particolare la discussione con cui è stato proposto ed approvato l'emendamento (del senatore Vaccari) al testo dell'articolo (in allora 452 *ter*) sul disastro ambientale, emendamento con il quale è stata appunto introdotta la clausola di riserva ("fuori dei casi previsti dall'art. 434 c.p."), rende evidente che la preoccupazione principale del legislatore era proprio quella di evitare rischi ai "numerosi procedimenti penali in corso per fattispecie di cui all'art. 434 c.p." Preoccupazione forse eccessiva e certo non ottimamente risolta con una clausola di riserva che per definizione non può limitare alle sole condotte già perfezionate la sua funzione di stabilire l'applicabilità di una norma rispetto ad un'altra, ma che quanto meno rende certa la *voluntas legis* e chiara la sua espressione, nel senso di escludere categoricamente ogni ipotesi abrogativa del "vecchio" disastro innominato.

Si tratta allora di vedere se, data la contestazione contenuta nel capo d'imputazione, siano nella stessa presenti gli elementi che connotano la fattispecie di cui all'art. 434 c.p., tali che la sua ritenuta sussistenza costituisca non già l'individuazione di un fatto diverso, ma la semplice riqualificazione giuridica dello stesso, consentita a norma dell'art. 521 c.p.p..

La contestazione riferisce dell'avvelenamento "in permanenza" della falda acquifera – in cui pescavano i pozzi dell'acquedotto, quello della distribuzione dell'acqua potabile interna allo stabilimento , diversi pozzi privati – a causa di una costante e continua contaminazione di metalli (arsenico, antimonio, cromo esavalente, nichel e selenio), composti inorganici, fluoruri e solfati, composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni, DDT, DDE, DDD (*"cagionavano, sia con le condotte attive che con le condotte omissive sopra indicate, l'imponente e costante avvelenamento delle acque della falda sottostante il sito industriale di Spinetta Marengo e di quelle delle aree circostanti, specie in direzione nord, almeno fino al torrente Bormida, alla quale attingono sia l'acquedotto della città di Alessandria, sia la rete interna dell'acqua potabile degli stabilimenti predetti, sia altri pozzi privati dell'area circostante lo stabilimento e dell'abitato di Spinetta Marengo"*): si fa riferimento, quindi, ad una condizione di contaminazione della falda –

sufficientemente delimitata, sebbene in modo approssimativo, nella sua estensione geografica – talmente grave da rendere l'acqua avvelenata in permanenza, cioè con proprietà tossico-nocive e/o cancerogene pericolose per la salute di una comunità indifferenziata di individui che la bevono o se ne servono per cucinare. In tale contestazione pare evidente che, escluso l'avvelenamento come evento puntuale ed istantaneo dalla locuzione "in permanenza" di cui alla data di accertamento del reato, nel fatto sia sicuramente compreso quello, meno gravemente punito, che contempla la rovina delle proprietà di purezza dell'acqua in modo da renderne pericoloso l'utilizzo e difficilmente reversibile il ripristino della matrice ambientale, nel che consiste, come si è visto, l'elemento essenziale del disastro ambientale innominato.

Nella parte precedente, il capo d'imputazione riporta le condotte che hanno prodotto tale avvelenamento: tra esse, in apertura dell'esposizione, già si è detto che la Corte non tiene conto, come fenomeno causante, della somministrazione di acqua attraverso la rete idrica privata, ma considera solo l'omessa manutenzione della rete idrica, con conseguenti notevoli perdite che andavano ad alimentare un alto piezometrico e a dilavare le sostanze inquinanti presenti nel terreno disperdendole nell'acqua di falda, nonché i silenzi verso gli Enti sullo stato reale di contaminazione del sito, che coprivano l'omessa adozione di strumenti atti a eliminare, o almeno ridurre, contenere o confinare l'inquinamento in atto, impedendo il contatto della falda con i terreni contaminati o, in subordine, la fuoriuscita dal sito dell'acqua carica di sostanze pericolose.

Si tratta di una generale condotta di gestione imprenditoriale che evoca precisamente e puntualmente quei comportamenti "stratificati" atti, secondo la giurisprudenza citata, a costituire il disastro ambientale, inteso non come "macroevento" eclatante, immediatamente percepibile, che si verifica in un arco di tempo ristretto, ma come insieme di eventi non immediatamente riconoscibili, che pur realizzandosi in un intervallo temporale anche molto prolungato, producono, alla pari dei primi, una seria compromissione delle caratteristiche di sicurezza, di tutela della salute e di altri valori della persona e della collettività tale da fondare l'esistenza di un *vulnus* alla pubblica incolumità.

Risulta dunque ampiamente contestato, seppure un po' piegato in un abito giuridico che non gli è proprio – quello dell'avvelenamento di acque destinate all'alimentazione – un evento di disastro ambientale innominato, che oggi può essere ritenuto ai sensi dell'art. 521 c.p.p. senza alcun rischio di incappare nel vizio di mancata corrispondenza tra imputazione e sentenza, dal momento che in entrambe le figure criminose è comune l'elemento essenziale, consistito nella rovina di notevolissime proporzioni e di difficile eliminazione di una matrice ambientale, laddove la differenza (l'avvelenamento di una di queste matrici in quanto destinata all'uso alimentare) incide su una modalità del fatto che non ne modifica sostanzialmente la struttura né ne diversifica il contenuto essenziale.

Alcune difese, tuttavia, in sede di replica, hanno accennato, quasi come un *obiter dictum*, alla circostanza che, non avendo il Pubblico Ministero proposto, neppure in forma di richiesta subordinata, la diversa qualificazione giuridica del fatto la Corte non potrebbe provvedervi autonomamente, per mancanza di contraddittorio sul punto. Il riferimento, esplicito, è alla sentenza della Corte EDU in data 11.12.2007 (Drassich c. Italia), nella quale è stato affermato il principio secondo cui è diritto dell'imputato essere informato, in tempo utile, non soltanto dei fatti materiali posti a suo carico, ma anche – e in modo dettagliato – della qualificazione giuridica data a questi ultimi.

Il caso, ormai molto noto, è quello di un imputato condannato per corruzione in atti d'ufficio che aveva fatto ricorso alla Corte di Cassazione per sentir dichiarare la prescrizione del reato e se lo era visto respingere perché la Corte aveva attribuito al fatto, *ex officio* in camera di consiglio, la diversa qualificazione della corruzione in atti giudiziari.

I giudici di Strasburgo hanno ritenuto che la riqualificazione giuridica dei fatti senza che l'interessato avesse potuto interloquire sul punto fosse in contrasto con l'art. 6 par. 3 lett. a) e b) CEDU (diritto dell'imputato ad essere informato della natura e dei motivi dell'accusa; diritto di disporre del tempo e delle facilitazioni necessarie a preparare la difesa), secondo cui dev'essere prestata particolare attenzione all'informazione d'accusa non solo con riferimento ai fatti materiali posti a fondamento dell'imputazione, ma anche con riferimento alla loro qualificazione giuridica. Ciò in nome del principio che nel diritto penale l'informazione precisa e completa costituisce condizione essenziale di equità del procedimento e va scandagliata alla luce del connesso diritto, concreto ed effettivo, dell'imputato a preparare la propria difesa, ove il giudice intenda riqualificare l'imputazione in forza del principio generale *iura novit curia*.

Il concetto, condivisibile, non deve però essere portato alle sue estreme conseguenze.

Infatti, la Corte di Cassazione, in pronunce successive alla sentenza Drassich (v. in particolare sez. 6a, 24.5/8.6.2012, n. 22301 e sez. 6a, 30.12.12/31.3.2015, n. 13789), ha a volte sottolineato come il principio ivi affermato debba essere applicato solo se, per effetto del mutamento del *nomen iuris*, l'imputato venga a subire conseguenze più sfavorevoli; in altre occasioni, più convincentemente, ha affermato come sia necessario che il giudice valuti volta per volta, in base all'andamento del processo, se la riqualificazione operata abbia recato un effettivo pregiudizio alle ragioni della difesa, vale a dire se sia necessario o meno provocare una specifica interlocuzione difensiva sul punto, ritenendo che nel giudizio di cognizione tale necessaria interlocuzione si prospetti in occasione della presentazione dell'appello e dei relativi motivi, così che sarebbe sufficiente la possibilità per l'imputato di far valere le proprie ragioni nel giudizio di merito in secondo grado.

Più concretamente, seguendo i principi dettati dalla stessa Corte di Strasburgo, occorre che il giudice verifichi la prevedibilità per l'imputato "che l'accusa inizialmente formulata potesse essere riqualificata"; "la fondatezza dei mezzi di difesa che il ricorrente avrebbe potuto invocare se avesse avuto la possibilità di discutere della nuova accusa formulata nei suoi confronti"; "quali siano state le ripercussioni della nuova accusa sulla determinazione della pena".

Fuor di dubbio che la sanzione connessa al reato di disastro innominato ambientale sia di gran lunga inferiore a quella prevista dal reato di avvelenamento e quindi che la riqualificazione giuridica in tal senso non possa tradursi, per ciò stesso, nella violazione del diritto di difesa dell'imputato, non pare discutibile neppure il fatto che una contaminazione grave e difficilmente reversibile dell'acqua di falda sia ricompresa nel concetto di "imponente e costante" avvelenamento e renda pertanto più che prevedibile la riqualificazione dell'accusa ed il conseguente apprestamento dei mezzi di difesa che, in definitiva, appaiono ricalcare quelli da attuare a fronte dell'accusa originaria.

Prova ne è che tutte le difese, anche richiamando a piene mani la recente sentenza della Corte d'Assise di Chieti in un caso con fortissime somiglianze a quello che occupa il presente processo, contestato in parte agli stessi imputati o ad imputati difesi dai medesimi difensori o nel quale i difensori di odierni imputati sono stati difensori di parte civile – sentenza che, sia pure senza passare attraverso una riqualificazione giuridica a fronte della contestazione originaria sia dell'uno sia dell'altro reato, ha escluso quello di avvelenamento ed ha di contro affermato, sulla base dei medesimi presupposti di fatto, il reato di disastro ambientale innominato – hanno più che previsto la possibile diversa qualificazione giuridica del reato e l'hanno discussa, sia pure per escluderne la sussistenza.

Il fatto contestato va dunque derubricato nel diverso e meno grave reato di disastro ambientale.

