

Alcuni aspetti idrochimici delle zone di scambio fra acque superficiali e sotterranee

Vincenzo Francani

DICA Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale - Politecnico di Milano
vincenzo.francani@polimi.it

La previsione e la ricostruzione spaziale delle caratteristiche idrochimiche delle acque sotterranee lungo il contatto con i corsi d'acqua, i laghi e il mare, trovano difficoltà quando sia necessario determinare le vie lungo le quali avviene la filtrazione. Infatti i percorsi di flusso che si generano quando vengono a contatto acque con caratteristiche di densità, salinità e chimismo differente, difficilmente possono essere previsti soprattutto dove vengono a sommarsi le incognite sugli effetti delle variazioni nella piezometria e nell'afflusso di sostanze inquinanti. Disporre di una buona ricostruzione degli aspetti idrochimici favorisce notevolmente l'acquisizione di un modello concettuale dello sviluppo degli inquinamenti e dei rimedi da adottare, solidamente basato su elementi probanti, come indicano i due casi trattati di seguito.

Contaminazione nella aree costiere

Posizione e forma della zona di transizione influenzano la migrazione delle contaminazioni e l'idrochimica della zona costiera, ma altri parametri influiscono sulla propagazione degli inquinanti che pervengono all'interfaccia: ad esempio Shoemaker (La Licata e al., 2004) ha dimostrato che la dispersività è un parametro fondamentale per riprodurre carichi idraulici, salinità e flusso nella zona di transizione; Robinson e al. (2006) hanno mostrato che le variazioni generate dalla marea influiscono significativamente sui percorsi di migrazione dei contaminanti. Tale complicazione produce difficoltà nella simulazione del trasporto di inquinanti negli acquiferi costieri; infatti la risposta della piezometria alla peridiosa variazione del livello marino, per essere riprodotta adeguatamente necessita di tempi di calcolo molto piccoli che richiedono notevoli sforzi computazionali da parte del codice (Volker et al., 1998; Zhang e al., 2001) hanno presentato il paragone tra le predizioni numeriche del trasporto dei contaminanti e alcuni risultati sperimentali, al fine di determinare le conseguenze del trascurare le variazioni di marea, evidenziando che questo porta a errori evidenti nella determinazione delle concentrazioni di inquinanti nella zona di transizione. La Licata e Langevin (2011) attraverso un modello bidimensionale che riproduce le caratteristiche di un acquifero freatico lungo la costa Adriatica, hanno dimostrato che, quando la prima parte del plume perviene al mare, la contaminazione si muove verso l'interfaccia acqua dolce-acqua salata e, una volta raggiunta l'acqua più densa della zona di transizione, risale lungo l'interfaccia defluendo a mare attraverso un'area ristretta prossima alla linea di costa con una zona di transizione significativamente più ampia rispetto a quanto calcolato senza tener conto della marea. Le reali concentrazioni di inquinante sono quindi minori di quelle che si ottengono dai

calcoli che trascurano l'effetto della marea, per effetto della maggiore dispersione delle aree che risentono delle oscillazioni di marea. Le differenze di concentrazione dovute all'effetto marea sono tali che alcuni autorevoli ricercatori come ad es. Goode e Konikow (La Licata e al., 1990) hanno proposto una procedura semplificata di calcolo introducendo un parametro definito dispersività apparente. Essa rappresenta secondo gli Autori "quei valori che permettono di ottenere con un modello di trasporto in condizioni stazionarie una buona rappresentazione di un plume che invece si sviluppa sotto condizioni di flusso transitorie". La determinazione della dispersività apparente viene eseguita sia per via modellistica, sia tramite campi sperimentali; essa dipende soprattutto dalla litologia, dalla densità delle acque marine, di quelle dolci e dall'escursione di marea. La Licata e al. hanno dimostrato che, introducendo nella modellazione con carico costante sul mare l'effetto della marea ottenuto con la dispersività apparente, le differenze tra la distribuzione di contaminazione ottenuta e quella simulata in un modello con marea si riducono considerevolmente lungo la zona di transizione.

Fasce fluviali

Nel caso in cui una contaminazione affluisce verso un corso d'acqua, soprattutto quando esso è assoggettato a variazioni idrometriche di alcuni metri in tempi brevi, la ricostruzione del modello concettuale presenta notevole difficoltà. Infatti fino anche a centinaia di metri di distanza dal fiume, gli scambi fra le acque sotterranee e superficiali, oltre a risultare molto complessi in quanto seguono vie di flusso dettate dalle eterogeneità dell'acquifero e da un campo delle pressioni difficilmente prevedibile, possono influire significativamente sull'idrochimica. L'approccio matematico prevede la ricostruzione delle superfici equipotenziali, delle linee di flusso e della distribuzione dei tempi impiegati dall'inquinante a pervenire al corso d'acqua (isocrone) in fase di magra; analogo ricostruzione deve essere fatta quando il livello del fiume è sufficientemente elevato da determinare un flusso in senso opposto. Relazioni idonee a rappresentare le variazioni nell'assetto delle equipotenziali sono stati messi a punto da Pinder e Cooper (1969), per approssimare le oscillazioni piezometriche indotte dalle variazioni del livello del corso d'acqua, e da Goode e al. (1987) per valutare le conseguenze di queste oscillazioni sulle variazioni di velocità del flusso con la profondità, tenendo conto della permeabilità orizzontale e verticale del mezzo acquifero. Queste relazioni possono vantaggiosamente essere utilizzate per comprendere, ancor prima di mettere a punto un modello matematico, la funzionalità del modello concettuale ipotizzato. Tuttavia queste relazioni, efficaci per

la valutazione delle velocità di filtrazione e della direzione del flusso, mancano degli elementi necessari per prevedere o ricostruire l'evoluzione idrochimica della falda. La difficoltà maggiore si incontra nella fase di valutazione delle variazioni di concentrazione dell'inquinante in seguito alle oscillazioni idrometriche. In questo stadio della ricerca il modello idrochimico di Hoehn e al. (2011), verificato sperimentalmente in Svizzera sul F. Thur, prevede che in caso di magra la falda di subalveo del fiume dia luogo, in condizioni naturali, a una facies idrochimica simile a quella delle aree dalle quali proviene l'acqua delle precipitazioni e della fusione delle nevi. In caso di piena, al fiume giungono acque "nuove" che determinano la variazione del livello idrometrico e filtrano dalle ripe del fiume verso l'esterno con velocità decrescente a partire dalla riva, fino a una distanza che può essere anche di centinaia di metri. Nel corso della piena, le acque del fiume si propagano verso l'esterno anche dall'alveo, ma (poiché l'infiltrazione verso l'acquifero avviene secondo linee di flusso subverticali, le acque lungo questa direzione una permeabilità minore) l'apporto di acque nuove proveniente dall'alveo è minore e più lento. Sulla verticale l'alimentazione del fiume in effetti si distribuisce con velocità gradualmente decrescente anche secondo lo schema già proposto da Nestler e al. nel 1991, che hanno verificato come la concentrazione dei nitrati presenti nel F. Elba, vada diminuendo con la profondità. Tale effetto consegue alla prevalenza degli apporti in orizzontale rispetto a quelli in verticale, secondo la normale anisotropia degli acquiferi alluvionali. Nella fascia adiacente al fiume avviene quindi soprattutto un rinnovamento delle acque nella zona superficiale; tuttavia lo spessore della porzione dell'acquifero interessato da acque nuove si riduce gradualmente verso l'esterno, fino ad annullarsi a qualche centinaio di m dal fiume. Quando il fiume torna in magra, esso può drenare le acque della piana alluvionale, dalla quale affluiscono verso il fiume le contaminazioni che vi sono presenti. Questo modello, applicato alla fase di magra del Fiume Columbia negli USA da R.E. Peterson e M.P. Connelly (2001), mette in luce, coerentemente con i modelli di Hoehn (2011) e di Nestler (1991) che, quando la potenza dell'acquifero supera qualche decina di metri, mentre la parte superiore è coinvolta dalla miscelazione delle acque provenienti dal fiume con quelli provenienti dalla

zona esterna, e subisce variazioni di composizione sensibili nel corso del tempo, le acque di falda oltre una certa profondità mantengono caratteristiche quasi uniformi su tutta la piana alluvionale. Il modello di Hoehn è confortato indirettamente dalle conclusioni alle quali si perviene per via matematica sulla base delle citate relazioni di Pinder e di Goode, che confermano l'influenza dell'anisotropia nel determinare una scarsa variabilità nella piezometria delle porzioni più profonde dell'acquifero lungo i fiumi, ed è quindi ragionevole ritenere che, per il problema proposto, un approccio insieme idrogeochimico e matematico fornisca apprezzabili garanzie.

BIBLIOGRAFIA

- Glover, R.E. (1959) The pattern of freshwater flow in a coastal aquifer, *T. Geophys. Res.* 64(4): 457-459.
- Goode P.A., Thambayagam R.K.M. (1987) Pressure drawdown and buildup analysis of horizontal wells in anisotropic media. *SPE Formation Evaluation*, December, p. 683-697, Dallas, Texas.
- E. Hoehn and A. Scholtis (2011) Exchange between a river and groundwater, assessed with hydrochemical data *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 983-988
- La Licata I., Langevin C.D., Alyssa M. Dausman A.M., Alberti L. (2011) Effect of tidal fluctuations on transient dispersion of simulated contaminant concentrations in coastal aquifers, *Hydrogeol. J.* 19, p. 1313-1322
- La Licata, I., Langevin, C.D., Dausman, A.M., Alberti L. (2008) Tidal effects on transient dispersion of simulated contaminant concentrations in coastal aquifers, in *Conference Proceedings of 20th Salt Water Intrusion Meeting*, Naples, Florida (USA), 23-27 June 2008; p. 132-135.
- La Licata, I., Langevin, C.D., Dausman, A.M. (2007) Effect of tidal fluctuations on contaminant transfer to the ocean, in Sanford, W., Langevin, C.D., Polemio, M., and Povinec, P., eds., 2007, *A new focus on groundwater-seawater interactions: IAHS Publication 312*, Oxfordshire, United Kingdom, p. 334-341.
- Nestler W., Socher M. & T. Grischek (1991) River bank infiltration in the Upper Elbe River Valley hydrochemical aspects, *Proceedings of the Vienna Symposium*, IAHS Publ. no. 202.
- R. E. Peterson & M. P. Connelly (2001) Zone of Interaction Between Hanford Site Groundwater and Adjacent Columbia River, *Progress Report for the Groundwater/River Interface Task Science and Technology Groundwater/Vadose Zone Integration Project*.
- Pinder F.G., Bredehoeft J.D & Cooper H.H. (1969) Determination of aquifer diffusivity from aquifer response to fluctuations in river stage, *Water Resources Program, Department of Civil Engineering, Princeton University New Jersey, Water Resources Research Vol. 5 No. 4*