



UNIVERSITATEA ECOLOGICĂ DIN BUCUREȘTI
FACULTATEA DE ECOLOGIE ȘI
PROTECȚIA MEDIULUI



Program de studii universitare de licență: Ecologie și Protecția Mediului

Forma de învățământ: învățământ cu frecvență redusă

Suport de curs pentru disciplina:

Modelarea curgerii apelor subterane și transportului poluanților

Titular de disciplină:
Conf. univ. dr. Giuliano Tevi

București
2021

CUPRINS

Introducere	6
a. Date privind titularul de disciplină	6
b. Date despre disciplină	6
c. Obiectivele disciplinei	6
d. Competențe acumulate după parcurgerea cursului	7
e. Resurse și mijloace de lucru	7
f. Structura cursului	8
g. Cerințe preliminare	9
h. Durata medie de studiu individual	9
i. Evaluarea.....	9
Capitolul 1. CADRUL GEOLOGIC AL MIGRĂRII POLUANȚILOR.....	10
1.1. Introducere	10
Conținut.....	10
1.2.1. Mediul geologic	10
1.2.2 Apa în mediul geologic.....	22
1.2.3 Principalii parametri ai mediilor poroase și ai apei	24
1.2.4 Acvifere – tipuri de acvifere	27
1.4. Rezumat	31
1.5. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	31
1.6. Bibliografie recomandată.....	32
Capitolul 2. SURSE DE POLUARE A MEDIULUI GEOLOGIC, TIPURI DE POLUANȚI.	33
2.1. Introducere	33
2.2. Conținut.....	33
2.2.1 Clasificarea surselor de poluare a mediului geologic	34
Clasificarea surselor de poluare după modul de dezvoltare în spațiu	34
Clasificarea surselor de poluare după evoluția lor în timp	35
Clasificarea surselor de poluare după gradul de mobilitate	36
Clasificarea surselor de poluare după natura fenomenului de poluare	36
Clasificarea surselor de poluare după originea sursei.....	37
2.2.2 Clasificarea poluanților mediului geologic	41
Clasificarea poluanților în funcție de starea lor de agregare.....	42
Clasificarea poluanților în funcție de natura lor	43
Clasificarea poluanților în funcție de solubilitate în apă, durata biodegradării	43
2.3. Rezumat	44

2.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	45
2.5. Bibliografie recomandată.....	45
2.6. Teme de control	45
Capitolul 3. FUNDAMENTELE CHIMIEI APEI.....	46
3.1. Introducere	46
3.2. Conținut.....	46
3.2.1 Introducerea în chimia acvatică	46
3.2.2 Gazele din apă.....	46
3.2.3 Aciditatea apei și dioxidul de carbon în apă	48
3.2.4 Alcalinitatea	49
3.2.5 Calciul și alte metale în apă	51
3.2.6 Legătura și structura complexilor metalici	52
3.2.7 Calculul concentrației speciilor.....	53
3.2.8 Reacția de complexare realizată de liganzi	53
3.2.9 Procesele de complexare si cele redox.....	54
3.3. Rezumat	54
3.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	55
3.5. Bibliografie recomandată.....	55
Capitolul 4. PROCESE DE MIGRARE A CONTAMINANȚILOR ÎN MEDIUL GEOLOGIC	56
4.1. Introducere	56
4.2. Conținut.....	56
4.2.1 Transferul contaminanților miscibili.....	57
4.2.2. Transferul contaminanților imiscibili	60
4.3. Rezumat	61
4.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	61
4.5. Bibliografie recomandată.....	62
Capitolul 5. VULNERABILITATEA LA POLUARE A APELOR SUBTERANE	63
5.1. Introducere	63
5.2. Conținut.....	63
5.2.1. Factorii naturali care influențează procesele de poluare a apelor subterane.....	64
5.2.2. Factorii antropici care influențează poluarea apelor subterane.....	64
5.2.3. Gradul de vulnerabilitate evaluat prin metoda DRASTIC.....	66
5.3. Rezumat	75
5.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	75

5.5. Bibliografie recomandată.....	76
Capitolul 6. COMBATAREA POLUĂRII, REFACEREA MEDIULUI GEOLOGIC	77
6.1. Introducere	77
6.2. Conținut.....	77
6.2.1. Criterii pentru stabilirea soluțiilor de combatere a poluării	77
6.2.2. Măsuri cu caracter general	79
6.2.3. Măsuri specifice pentru combaterea și reducerea poluării apelor subterane	80
Ecranarea prin pereți etanși.....	80
Izolarea hidrolică.....	80
Sisteme de drenaj	81
6.2.4. Alte metode de combatere a poluării apelor subterane	84
6.2.5. Măsuri specifice pentru combaterea și reducerea poluării solului	85
Fitoremedierea	86
Remedierea electrocinetică a solurilor contaminate cu metale grele	88
Remedierea calității solurilor prin spălare cu soluții acide	89
Inactivarea metalelor din sol prin utilizarea zeoliților naturali	89
6.2.6. Atenuarea naturală monitorizată	90
Identificarea contaminanților	91
Evaluarea riscului.....	91
Dispersia contaminantului	92
Volumul contaminantului prezent în zonă	93
Durata proceselor de remediere	93
Produse finale și produse intermediare.....	93
6.3. Rezumat	95
6.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	95
6.5. Bibliografie recomandată.....	96
Capitolul 7. METALELE GRELE ÎN MEDIU ȘI SURSELE LOR.....	97
7.1. Introducere	97
7.2. Conținut.....	97
7.2.1. Surse de metale grele	98
Surse geochimice	98
Surse antropice de metale grele	99
7.2.2. Medii afectate de poluarea cu metale grele.....	103
7.2.3. Etapele determinării conținuturilor de metale grele din ape și soluri	104
7.3. Rezumat	108
7.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	109

7.5. Bibliografie recomandată.....	109
Capitolul 8. SCHEMATIZAREA HIDROSTRUCTURILOR.....	111
8.1. Introducere	111
8.2. Conținut.....	111
8.2.1. Schematizarea spațială	112
8.2.2. Schematizarea parametrică	112
8.2.3. Schematizarea hidrodinamică	114
8.2.4. Alegerea variantei de modelare	115
8.3. Rezumat	119
8.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	120
8.5. Bibliografie recomandată.....	120
Capitolul 9.	122
APLICAȚII	122
9.1. Introducere	122
9.2. Conținut.....	122
9.2.1. Realizarea modelelor pentru zona nesaturată	122
9.2.2. Modelul poluării zonei saturate din zona Neferal – Acumulatorul.....	143
9.2.3. Delimitarea zonelor de protecție sanitară pentru captarea Vlădești.....	168
9.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor.....	177
9.5. Bibliografie recomandată.....	178
Răspunsuri la testele de autoevaluare a cunoștințelor	179

Introducere

Cursul este destinat, în principal, studenților Facultății de Ecologie și Protecția Mediului din cadrul Universității Ecologice din București – învățământ cu frecvență redusă (IFR), dar poate constitui un util material de studiu și pentru studenții la învățământ cu frecvență (IF).

a. Date privind titularul de disciplină

Nume și prenume:	Tevi Giuliano
E-mail:	giuliano.tevi@ueb.education

b. Date despre disciplină

Anul de studiu:	III
Semestrul:	6

c. Obiectivele disciplinei

Obiectivul general al disciplinei	• Cunoașterea proceselor și fenomenelor ce determină dinamica apelor subterane și a poluanților mediului geologic. • Cunoașterea tehnicilor specifice de investigare și evaluare a proceselor.
Obiectivele specifice	• Extinderea noțiunilor de bază din domeniul geologiei generale, hidrologiei și hidrogeologiei și integrarea lor în abordarea specifică protecției mediului geologic; • Abordarea solului și apei subterane ca un sistem complex, unitar și a problematici specifice de evaluare a poluării acestui sistem; • Formarea unei imagini actuale și moderne referitoare la instrumentele specifice de evaluare a contaminării (instrumente analitice, modelare, interpretare) și asupra măsurilor adecvate de remediere ce pot fi propuse; • Însușirea utilizării unui pachet de soft-uri specifice, pentru realizarea modelării mediului în scopul evaluării proceselor de poluare.

d. Competențe acumulate după parcurgerea cursului

Competențe profesionale	Identificarea și utilizarea principalelor legități, noțiuni și concepte specifice. • Definirea principiilor aplicabile domeniului calității solului și apelor subterane. • Alegerea principiilor și stabilirea metodelor științifice și experimentale adecvate. • Evaluarea rapoartelor specifice. Utilizarea conexiunilor logice cu alte domenii științifice fundamentale conexe. • Definirea conceptelor, teoriilor și metodelor de bază din domenii complementare (fizică, geologie, geografie, matematică). • Definirea conceptelor și fenomenelor specifice ce guvernează dinamica apei și a poluanților în mediul geologic. • Folosirea instrumentelor din domenii conexe. Utilizarea metodelor, instrumentelor aparaturii și tehnologiilor pentru activități de măsurare și monitorizare. • Selectarea și utilizarea adecvată a aparaturii de măsură, a tehnicii de calcul și a resurselor software dedicate. • Elaborarea unor modele conceptuale adecvate. Analiza și comunicarea datelor cu caracter științific. • Explicarea și interpretarea rezultatelor experimentale obținute. • Finalizarea unei evaluări specifice prin elaborarea de rapoarte. • Redactarea și prezentarea unui raport științific.
Competențe transversale	• Aplicarea strategiilor de muncă eficientă și responsabilă, de punctualitate, seriozitate și răspundere personală, pe baza principiilor, normelor și a valorilor codului de etică profesională. • Aplicarea tehnicilor de muncă eficientă în echipă multidisciplinară pe diverse paliere ierarhice. Documentarea în limba română și cel puțin într-o limbă străină, pentru dezvoltarea profesională și personală, prin formare continuă și adaptarea eficientă la noile descoperiri științifice.

e. Resurse și mijloace de lucru

Pentru o pregătire temeinică, vă sugerăm să efectuați toate testele de evaluare, astfel încât rezultatul pregătirii dumneavoastră să fie cât mai obiectiv. De asemenea, vă sugerăm să vă alcătuiți propriile dumneavoastră planuri și scheme, acestea ajutându-vă la o mai bună sistematizare a cunoștințelor dobândite.

Fiecare curs debutează cu prezentarea obiectivelor pe care trebuie să le atingeți – din punctul de vedere al nivelului de cunoștințe – prin studierea temei respective. Vă recomandăm să le citiți cu atenție și apoi, la sfârșitul cursului, să le revedeți pentru a verifica dacă le-ați atins în întregime.

Testele de evaluare prezente la sfârșitul fiecărui curs vă vor ajuta să verificați modalitatea specifică de învățare și să vă îmbunătățiți cunoștințele. Timpul recomandat

rezolvării testelor este de 30 de minute. Rezolvați testele numai după studierea în întregime a unui curs și nu vă uitați la răspunsuri decât după rezolvarea testului și numai dacă nu reușiți să găsiți răspunsul prin recitirea cursului.

La fiecare curs există indicată o bibliografie selectivă pe care vă sfătuim să o parcurgeți.

f. Structura cursului

Cursul de Modelarea curgerii apelor subterane și transportului poluanților este alcătuit din 9 capitole (fiecare capitol fiind aferent unei **unități de învățare**):

Capitolul I. CADRUL GEOLOGIC AL MIGRĂRII POLUANȚILOR

Capitolul II. SURSE DE POLUARE A MEDIULUI GEOLOGIC, TIPURI DE POLUANȚI

Capitolul III. FUNDAMENTELE CHIMIEI APEI

Capitolul IV. PROCESE DE MIGRARE A CONTAMINANȚILOR ÎN MEDIUL GEOLOGIC

Capitolul V. VULNERABILITATEA LA POLUARE A APELOR SUBTERANE

Capitolul VI. COMBATAREA POLUĂRII, REFACEREA MEDIULUI GEOLOGIC

Capitolul VII. METALELE GRELE ÎN MEDIU ȘI SURSELE LOR

Capitolul VIII. SCHEMATIZAREA HIDROSTRUCTURILOR

Capitolul IX. APLICAȚII

La sfârșitul fiecărui capitol beneficiați de modele de teste de autoevaluare care vă vor ajuta să stabiliți singuri ritmul de învățare și necesitățile proprii de repetare a unor teme. La sfârșitul suportului de curs sunt prezentate răspunsurile corecte la testele de autoevaluare a cunoștințelor.

Cursul de Modelarea curgerii apelor subterane și transportului poluanților poate fi studiat atât în întregime, potrivit ordinii prestabilite a capitolelor, dar se poate și fragmenta în funcție de interesul propriu mai accentuat pentru anumite teme. Însă, în vederea susținerii examenului este obligatorie parcurgerea tuturor celor 9 capitole și efectuarea testelor prezentate.

g. Cerințe preliminare

Pentru o mai bună înțelegere a materiei, este necesară coroborarea cunoștințelor dobândite în cadrul acestei discipline cu cele acumulate la Hidrologie și hidrogeologie, având în vedere că disciplina se studiază în anul 1, semestrul 1.

h. Durata medie de studiu individual

Durata medie de învățare estimăm a fi de aproximativ 28 de ore, iar pentru examen ar fi necesar un studiu de o săptămână.

Studierea fiecărui capitol necesită un efort estimat la 3 ore, astfel încât să se fixeze temeinic cunoștințele specifice acestui domeniu.

i. Evaluarea

La încheierea studierii cursului, este obligatorie realizarea celor două teme de control.

Înainte de examen este indicat să parcurgeți din nou toată materia, cu atenție, durata estimată pentru această activitate fiind de aproximativ o săptămână.

Forma de evaluare (E-examen, C-colocviu/test final, LP-lucrări de control)		E
Stabilirea notei finale (procentaje)	- evaluarea finală	60%
	- activități aplicative /laborator/lucrări practice/proiect etc.	20%
	- teste pe parcursul semestrului	-
	- teme de control	20%

Capitolul 1.

CADRUL GEOLOGIC AL MIGRĂRII POLUANȚILOR



1.1. Introducere

În cuprinsul acestui capitol sunt prezentate cunoștințele referitoare la structura și proprietățile mediului geologic cu privire specială asupra componentei fluide – apă, fluide contaminante, precum și conceptele și principiile fundamentale de geologie relevante pentru tematica cursului

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



Conținut

1.2.1. Mediul geologic

Mediul geologic este un sistem complex, situat la partea superioară a litosferei, limitat la zona în care omul își desfășoară activitatea. El este format din roci ce pot conține apă subterană, gaze și resurse naturale neregenerabile. Calitatea mediului geologic este un factor ce afectează în mod direct condițiile de viață ale omului.

În general mediul geologic este o componentă vulnerabilă la acțiunea agresivă a omului, manifestată cel mai frecvent prin contaminarea solului și apei subterane, perturbarea condițiilor naturale prin minerit și activitatea de construcții, depozitarea deșeurilor la suprafața terenului și în subteran.

Cele trei tipuri fundamentale de roci ce alcătuiesc crusta terestră, magmatice, metamorfice și sedimentare, prin intermediul agenților și proceselor ce controlează

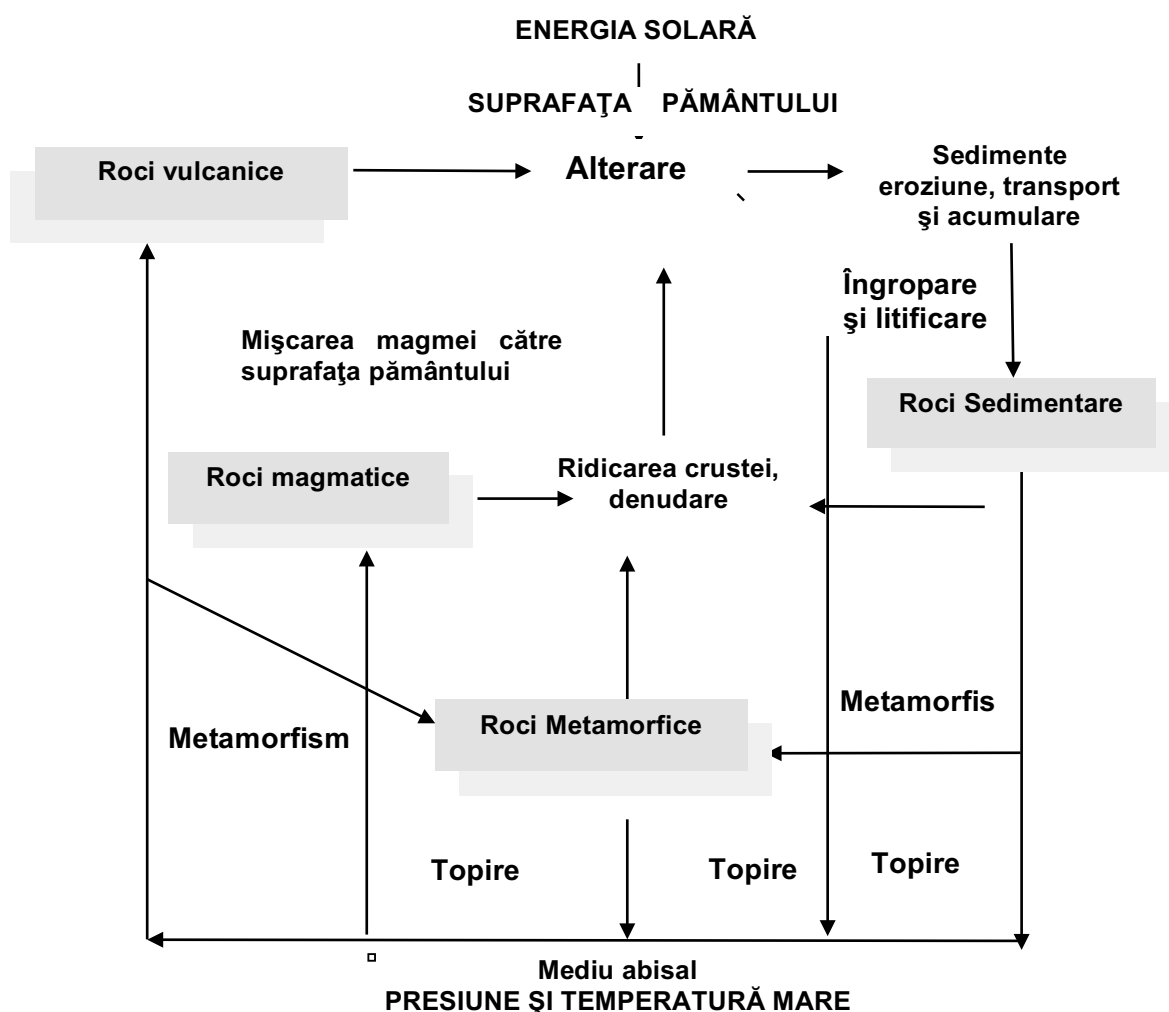


Fig. Circuitul rocilor

formarea lor, fac parte dintr-un circuit, denumit *circuitul rocilor*. Interconectarea prin intermediul acestui circuit scoate în evidență și mai bine natura relațiilor și dinamica suferită de mediul geologic.

Din punct de vedere al problematicei abordate de această lucrare vor fi tratate pe larg aspectele legate de dinamica sistemului sol – ape subterane precum și de poluarea acestuia.

Pentru ca circulația apei să fie posibilă în mediul geologic, acesta trebuie să fie permeabil.

Cea mai mare parte a rocilor permeabile din partea superioară a litosferei fac parte din categoria rocilor sedimentare.

Formațiunile sedimentare acoperă 75% din suprafața scoarței terestre. Atât sedimentele cât și rocile sedimentare au în general un caracter poligenetic. O trăsătură importantă a lor este aceea că s-au format în condiții de temperatură și presiune normale, apropiate sau similare celor din mediul ambiant. Diferența fundamentală dintre sediment și rocă sedimentară nu constă în primul rând în caracterul mobil sau consolidat al acestora ci în faptul că roca sedimentară, prin procesul de diageneză, a fost separată de mediul în care a avut loc sedimentarea.

Poate fi considerat *depozit sedimentar* orice material care a luat naștere prin:

- Dezagregarea și fragmentarea rocilor preexistente;
- Transportul și acumularea gravitațională în bazinele de sedimentare;
- Precipitarea chimică și biochimică din soluții naturale;

- Activitatea organismelor vegetale și animale, capabile să-și construiască schelete sau învelișuri protectoare de natură minerală.

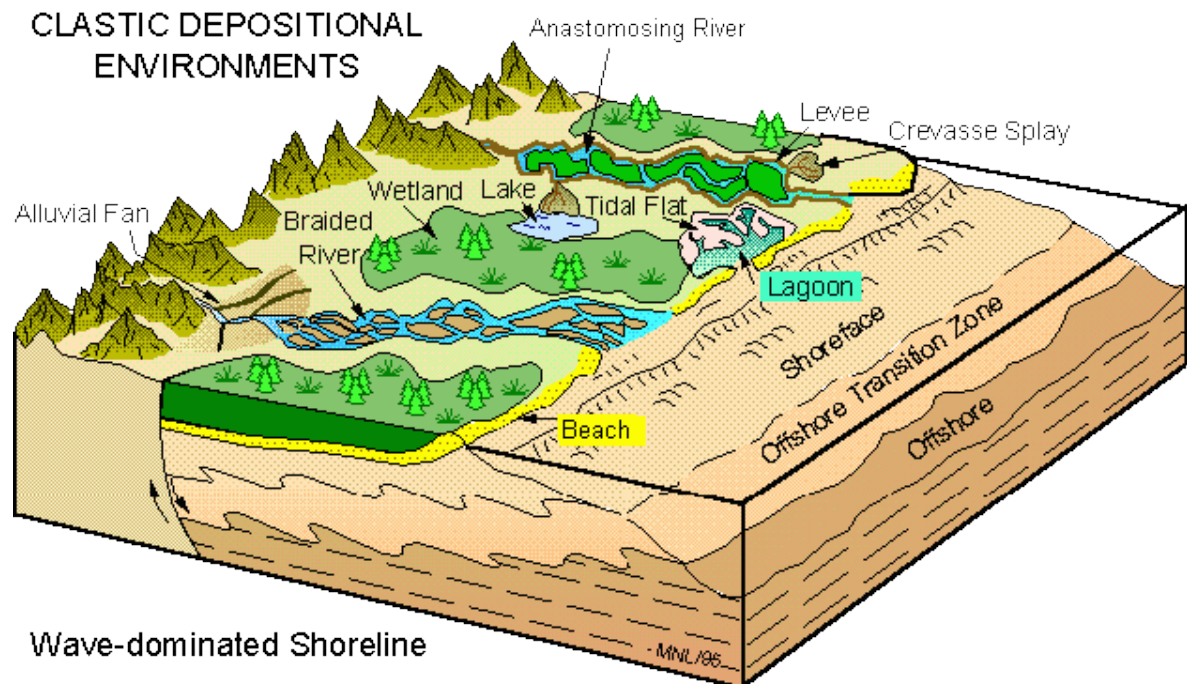


Fig. Medii depozitionale

Complexitatea acestor procese explică marea diversitate a rocilor sedimentare, reflectată de natura constituenților lor, de caracterele structurale și texturale.

În continuare, din considerente științifice și practice, rocile sedimentare vor fi clasificate după *criteriul genetic și mineralogic*, deosebit astfel:

- Rocii detritice (clastice);
- Rocii argiloase;
- Rocii carbonatice;
- Rocii silicioase;
- Bauxite;
- Fosforite;
- Evaporite.

În continuare vor fi prezentate o serie de caracteristici ale acestor categorii de roci sedimentare ce constituie principalele roci acvifere.

Rocile detritice

Definiție: rocile detritice sunt agregate mobile sau consolidate, rezultate în urma dezagregării rocilor preexistente, a transportului și a acumulării materialului astfel rezultat (claste sau detritus), în diverse medii de sedimentare. Această categorie ocupă 20 – 25 % din volumul total al depozitelor sedimentare.

Clasificarea rocilor detritice s-a făcut după dimensiunile și forma clastelor după cum urmează:

Roci mobile		Roci consolidate		Dimensiunea clastelor
<i>Psefite</i>	Blocuri, bolovăniș, grohotiș, etc	<i>Rudite</i>	Brecii și conglomerate	>2 mm
<i>Psamite</i>	Nisipuri	<i>Arenite</i>	Gresii	2 – 0.063 mm
<i>Aleurite</i>	Loess (praf)	<i>Siltite</i>	Roci loessoide	0.063 – 0.004 mm
<i>Pelite</i>	Măluri	<i>Lutite</i>	Argile	> 0.004 mm

Rocile detritice consolidate au două componente: clastele și liantul, fiecare din aceste două componente putând avea compoziție foarte variată. Cunoașterea acestei compoziții este importantă din punctul nostru de vedere, în măsura în care aceasta conferă materialului sedimentar proprietăți specifice (solubilitate în apă, capacitate sporită de adsorbție sau de schimb ionic, etc.).

Conglomerat



Gresie



Siltit



Rocile argiloase

Definiție: rocile argiloase sunt roci pelitice, formate preponderent din particule cu dimensiuni cuprinse între 0,01 mm și dimensiuni coloidale, în alcătuirea cărora intră în proporție mai mare de 60% minerale argiloase.

Argilele sunt roci compacte, masive sau stratificate, caracterizate de o porozitate ridicată și o permeabilitate slabă. Culoarea este foarte variată, fiind dependentă de compoziția chimică.

Clasificarea mineralogică și structurală a rocilor argiloase:

Tip petrografic	Varietăți mineralogice	Varietăți structurale sau texturale
ARGILE	Argile polimictice Argile oligomictice: • Caolinitice; • Montmorillonitice;	Argile masive Argile stratificate

	• Smectice; etc.	
ARGILITE (Șisturile argiloase)	Argile polimictice	Argile stratificate (în placi)
ROCI DE TRANZIȚIE	Varietăți silicioase; Varietăți carbonatice: • Marne; • Argile calcaroase.	• Argile nisipoase; • Șisturi arenacee; • Calcsisturi.

Deși din punct de vedere structural argilele pot fi considerate roci detritice, din punct de vedere genetic ele au în general o origine diferită de rocile de acestea, formându-se adesea prin alterarea unor minerale preexistente. Ele sunt formate în general din alumosilicați hidratați.

Roci carbonatice

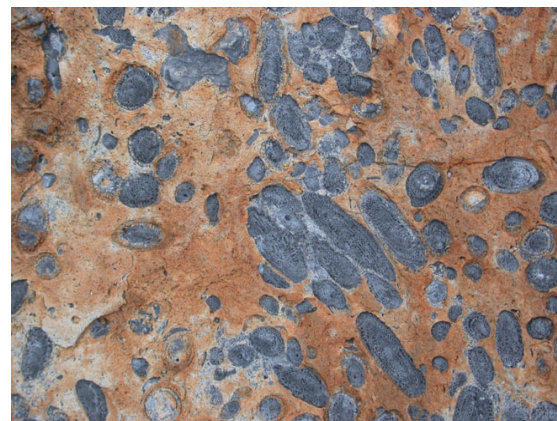


Fig. Calcare organogene

Definiție: rocile carbonatice sunt roci sedimentare, poligene, constituite din minerale carbonatice (calcit, dolomit, aragonit, siderit, ankerit, magnezit, etc.) în proporție de peste 50% și subordonat minerale necarbonatice alogene (cuarț, calcedonie, minerale argiloase, mice) și autigene (feldspat, fosfați, oxizi de fier, etc.) . În funcție de natura mineralului predominant și de participarea fracțiunii necarbonatice se deosebesc: calcare, dolomite, roci de tranziție.

Calcarele (formate predominant din calcit/aragonit la care se adaugă minerale necarbonatice) pot fi clasificate funcție de originea lor în:

- Calcare chimice – formate prin precipitare chimică;

- Calcare organogene:
 - Calcare bioconstruite – formate în timpul vieții organismelor, dintr-un schelet și ulterior din materialul de umplere al interstițiilor;
 - Calcare bioacumulate – formate prin depunerea părții minerale după moartea organismelor.
- Calcare clastice – formate din acumularea gravitațională a fragmentelor calcaroase.

Dolomitele – roci formate predominant din dolomit $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$. Se formează în general prin precipitare chimică în medii cu un caracter lagunar, lipsit de faună și apar asociate cu depozite evaporitice (ghips, anhidrit, etc.).

Roci de tranziție realizată între: calcare și dolomite (calcar magnezian, calcar dolomitic, etc.), între calcare și roci detritice (calcar grezos, gresie calcaroasă, etc.), între calcare, dolomite și roci detritice (calcar slab argilos dolomitic, etc.)

Rocile carbonatice au o trăsătură specifică - datorită compoziției lor sunt în general solubile în apă, în special dacă aceasta are o temperatură scăzută. Aceste roci generează cunoscutul relief carstic, circulația apei subterane în golurile astfel formate este foarte activă iar formele create sunt foarte spectaculoase.

Rocile evaporitice

Fig. Evaporite



Definiție: rocile evaporitice reprezintă în exclusivitate produse de natură chimică, ce se formează prin precipitarea din soluții naturale lagunare sau marine, în medii aride caracterizate printr-o evaporare intensă. Concentrarea extremă a soluțiilor conduce la separarea compușilor foarte solubili. În aceste condiții, sărurile dizolvate de Na, K, Ca, Cl, SO_4 se concentrează și când ating limita de saturație, se separă prin precipitare.

Evaporitele sunt roci cu frecvență redusă la suprafața scoarței, ele au în general o grosime mică și ocupă areale restrânse. În mod frecvent corpurile stratificate de evaporite, datorită orogenezelor, capătă forme lenticulare, diapire, etc.

Din alcătuirea acestor depozite evaporitice, fac parte minerale autigene din grupa halogenurilor, sulfatilor și uneori a carbonaților și sulfurilor. Subordonat acestor minerale li se mai poate adăuga o frecțiune alogenă, argiloasă sau bituminoasă.

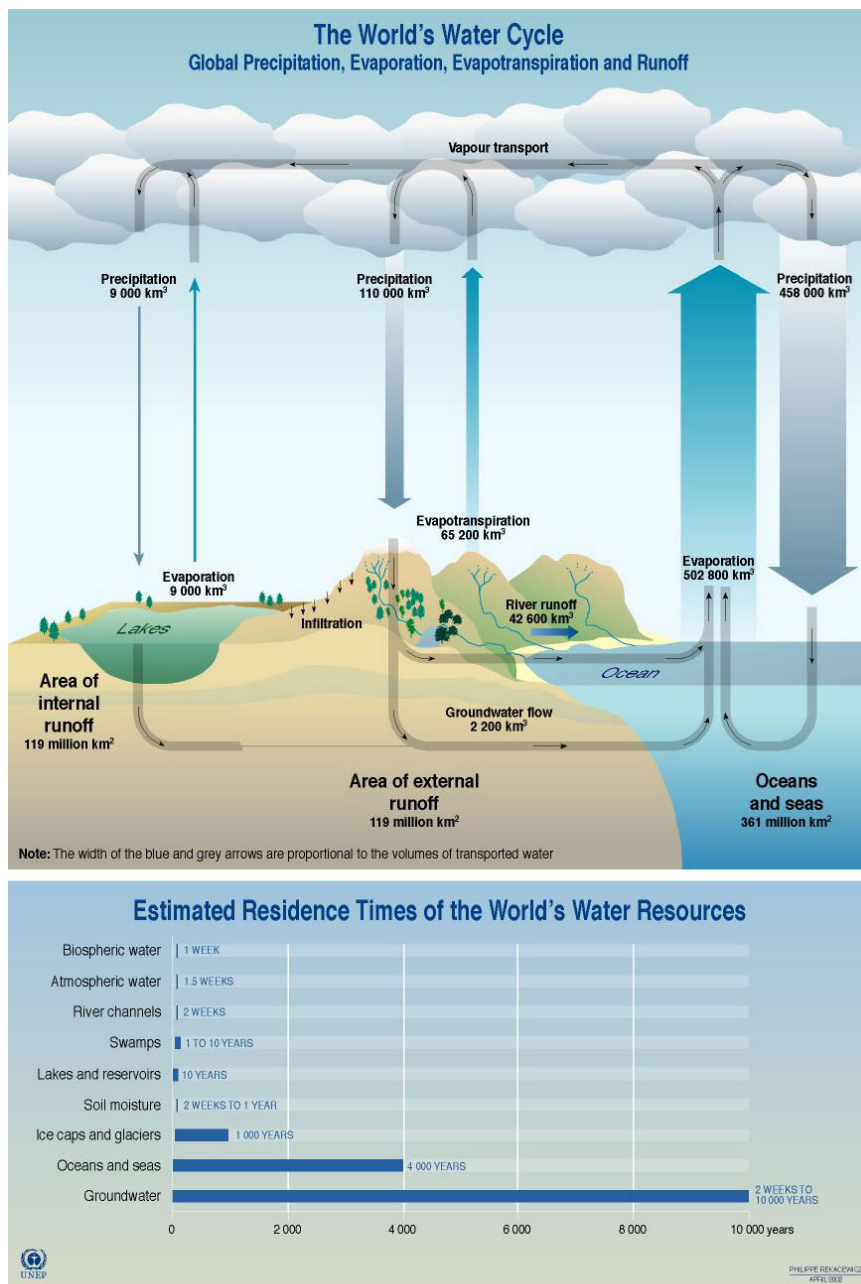
În continuare sunt prezentate principalele tipuri de produse funcție de caracteristicile mediului de formare:

Mediu oxidant	Salinitate	Produse
MgCl ₂ ; KCl 6H ₂ O MgCl ₂ 6H ₂ O KCl NaCl MgSO ₄ H ₂ O Ca SO ₄ H ₂ O	<i>Mediu hipersalin</i>	Carnalit Bishofit Silvina Halit Kieserit Gips
Mediu oxidant	Salinitate	Produse
Ca SO ₄		
CaCO ₃	<i>Mediu normal</i>	Calcit, aragonit, travertin oolitic Dolomit Colofan, apatit
CaMg(CO ₃) ₂ Ca (PO ₄) ₃ OH		
SiO ₂ Fe ₂ O ₃ MnO ₂	<i>Mediu marin</i>	Opal, calcedonie Hematit în minette Pirroluzit
Fe ₂ S, PbS, ZnS	<i>Mediu euxinic</i> <i>Mediu euxinic</i>	Sulfuri în mълuri, șisturi cuprifere

Evaporitele au în general culori deschise dar pot fi închise la culoare din cauza impurităților, greutatea specifică sunt în general mici, iar cele din grupele halogenurilor și sulfatilor sunt foarte solubile în apă.

În afara acestor grupe de roci sedimentare prezentate sumar, mai există și alte tipuri de roci, magmatice și metamorfice, care pot prezenta porozitate secundară de tip fisural, sau de alte tipuri dar proporția acestora este mică. Rocile permeabile care au capacitate de reținere a apei se numesc *roci acvifere* iar rocile ce nu permit reținerea apei sunt *roci acvifuge*.

Fig. Circuitul apei



Apa

Apa ocupă 361,3 mil. km² ceea ce reprezintă 70,8 % din suprafața globului. Din volumul total de apă, 97,3% îi revin apei sărate în timp ce din totalul apei dulci 77,30% revin ghețarilor, 22,40% apelor subterane și doar 0,36% lacurilor, râurilor, etc.

Din volumul total al apelor subterane, 8,467 milioane km² corespund acviferelor situate până la adâncimea de 200 m (Scrădeanu, 2005). Din datele UNESCO rezultă că numai 0,63% din

volumul total de apă al globului este disponibil pentru om.

Un volum din această apă participă anual la un circuit, numit *circuitul hidrologic global*. Sub influența energiei solare, din Oceanul Planetar, se evaporă anual o cantitate de apă, de aproximativ 449000 km³. cea mai mare parte din această cantitate de apă cade sub formă de precipitații tot în spațiul oceanic – 412000 km³ de apă. Se estimează că o cantitate de 36400 km³ o reprezintă scurgerea de suprafață în interiorul continentelor (34400 km³) și scurgerea subterană care se descarcă direct în Oceanul Planetar (2000 km³). Precipitațiile căzute pe uscat intră

În circuitul hidrologic prin: evaporare de la suprafața solului; stocare la suprafață, sub formă lichidă sau solidă; curgere de suprafață difuză sau organizată; infiltrare.

Acest circuit global al apei în natură este influențat direct de o serie de factori climatici, morfologici, etc., dintre aceștia amintim: temperatura; evaporarea, regimul vânturilor; caracteristicile solului; relieful; vegetația.

În scoarța terestră apa se găsește în diverse stări specifice:

- *Apa în stare de vapori* – se găsește în zona vadoasă, dinamica ei fiind controlată de distribuția presiunilor.
- *Apa legată fizic* – menținută de forțele de atracție moleculară (de natură electrostatică), care se manifestă la contactul particulelor cu moleculele de apă. În funcție de nivelul energetic deosebim *apa higroscopică* și *apa peliculară*, aceasta din urmă se poate deplasa între particule funcție de grosimea peliculei de apă din jurul fiecărei particule.
- *Apa legată chimic* – ea poate fi *apă de cristalizare*, caracterizată de prezența moleculei H_2O și *apă de constituție*, caracterizată de prezența grupării $(OH)^-$. Mineralele hidratate cedează apa la temperaturi maxime de $300 - 400^{\circ}C$ iar mineralele hidroxilice pierd apa la temperaturi ce pot ajunge la $1300^{\circ}C$, odată cu distrugerea moleculei.
- *Apa capilară* – este menținută în pori și fisuri de către forțele de capilaritate. În funcție de poziția în profilul terenului și umiditatea acestuia deosebim: apă capilară suspendată; apă capilară mobilă; apă capilară discontinuă; apă capilară legată.
- *Apa liberă* – este considerată hidrodinamic activă și include *apa gravitațională* și *apa capilară mobilă*.
- *Apa în stare solidă* – are un caracter sezonier și se formează până la adâncimea de îngheț (cca. 0,4 m pentru București și cca. 1,2 m în zonele montane din România).
- *Apa în stare supracritică* – apare la temperaturi și presiuni ridicate, la adâncimi mari.

1.2.2 Apa în mediul geologic

În cazul unui teren poros, permeabil, umiditatea în plan vertical este distribuită după următorul model tipic (**Fig. 1.2**):

- *Zona de aerare* – aflată în partea superioară a profilului, între suprafața topografică și suprafața acviferului. Ea este împărțită în mai multe zone:
 - *Zona de evapotranspirație* – corespunzătoare practic profilului de sol. Umiditatea în această zonă este controlată de pierderea apei prin evapotranspirație, aici este prezentă o cantitate mare de apă sub formă de vapori.
 - *Zona de retenție (zona vadoasă)* – evapotranspirația este neglijabilă, apa este reținută de către forțele higroscopice și capilare, iar surplusul de apă din zona de evapotranspirație se deplasează descendent sub influența gravitației. Grosimea acestei zone este variabilă funcție de poziția nivelului piezometric (de la 0 la sute de metrii în zonele aride).
 - *Zona capilară* – este generată de suprafața piezometrică, grosimea acestei zone este invers proporțională cu granulometria (cca. 2,5 cm pentru pietrișuri până la 700 cm pentru silturi).
- *Zona saturată* – se dezvoltă sub suprafața piezometrică și caracterizată de faptul că întregul volum al porilor este saturat de apă lichidă în diverse stări. La nivel general, limita inferioară a acestei zone este determinată de apariția temperaturilor și presiunilor critice (12 – 20 km. în domeniul continental)

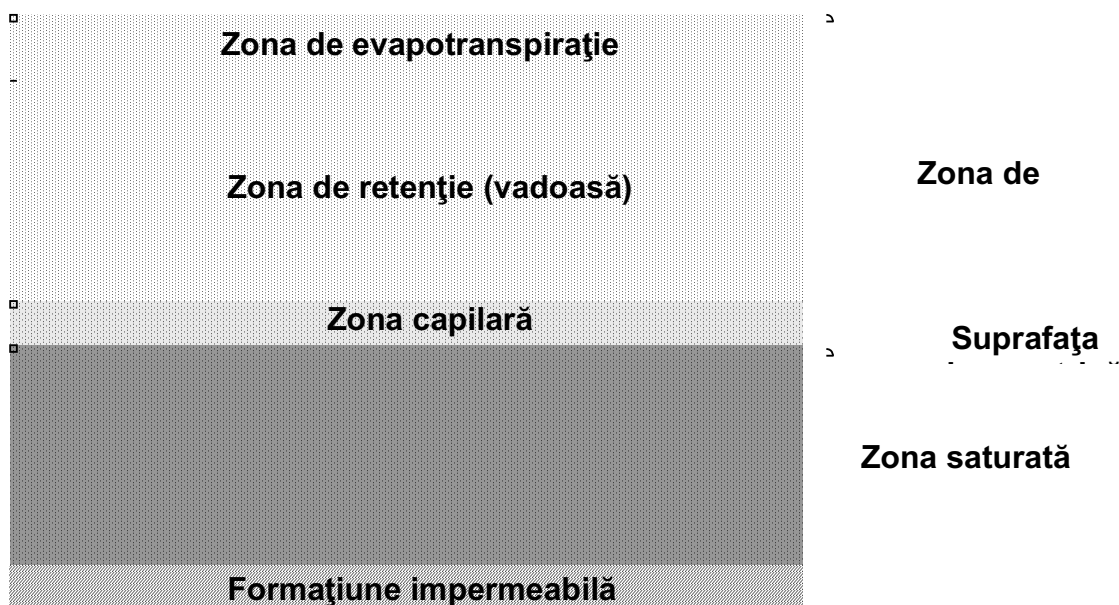


Fig. Distribuția verticală a umidității

componentă importantă a bilanțului hidrologic o reprezintă *apa infiltrată*. *Capacitatea de infiltrare* este definită ca viteza maximă cu care apa poate fi absorbită de sol pe unitatea de suprafață în condiții date. Această caracteristică este influențată direct de o serie de factori (Barcelona et. al., 1990):

- Umiditatea solului. Dacă solul este uscat, în parte superioară a sa potențialul capilar este foarte ridicat. În situația apariției unor precipitații, o cantitate mare de apă se va infiltra în sol, cantitate ce va scădea odată cu creșterea gradului de umiditate al solului.
- Compactarea solului determinată de precipitații.
- Colmatarea porilor din sol cu material fin transportat de fluxul infiltrat.
- Prezența unor microstructuri în sol determinate de activitatea organismelor, degradarea sistemului radicular etc., favorizează infiltrarea.
- Existența covorului vegetal favorizează infiltrarea prin faptul că reprezintă un mediu de viață pentru o serie de organisme care trăiesc în sol, precum și prin faptul că reduce scurgerea de suprafață și eroziunea solului generată de picăturile de ploaie.
- Temperatura – valorile scăzute ale acesteia cresc vâscozitatea apei, reducându-se astfel infiltrarea;
- Conductivitatea hidraulică verticală a terenului.

- Prezența aerului captiv în zona nesaturată, care determină reducerea conductivității hidraulice.
- Panta terenului;
- Acțiunea antropică.

1.2.3 Principalii parametri ai mediilor poroase și ai apei

Porozitatea este sistemul de goluri din masa unui sediment sau a unei roci. Din punct de vedere cantitativ porozitatea este reprezentată de raportul dintre golurilor și volumul total al terenului respectiv:

$$n = \frac{V_g}{V} \cdot 100 \quad (0.1)$$

unde n – porozitatea; V_g – volumul golurilor; V – volumul total.

Porozitatea, funcție de origine, poate avea un caracter *primar* sau *secundar*.

Porozitatea primară are în general un caracter interstițial și ia naștere odată cu formarea depozitului sau rocii și este dependentă de dimensiunea și forma particulelor constituente. Porozitatea primară poate suferii în timp modificări în sensul creșterii sau reducerii, rezultatul fiind *porozitatea secundară*. Aceasta din urmă este în general cauzată de acțiunea de dizolvare a apei, de alterarea mineralelor din rocă, de cristalizare sau deshidratare, de fisurarea rocilor din cauza mișcărilor tectonice, etc.

Porozitatea primară este dependentă de caracteristicile granulometrice ale materialului, iar cea secundară de compoziția, structura și textura rocilor, precum și de proprietățile mecanice ale acestora.

Depozitele solubile (calcar, sare, ghips, etc.), au o porozitate de tip secundar ca urmare a proceselor de dizolvare ce se dezvoltă pe sistemele de fisuri.

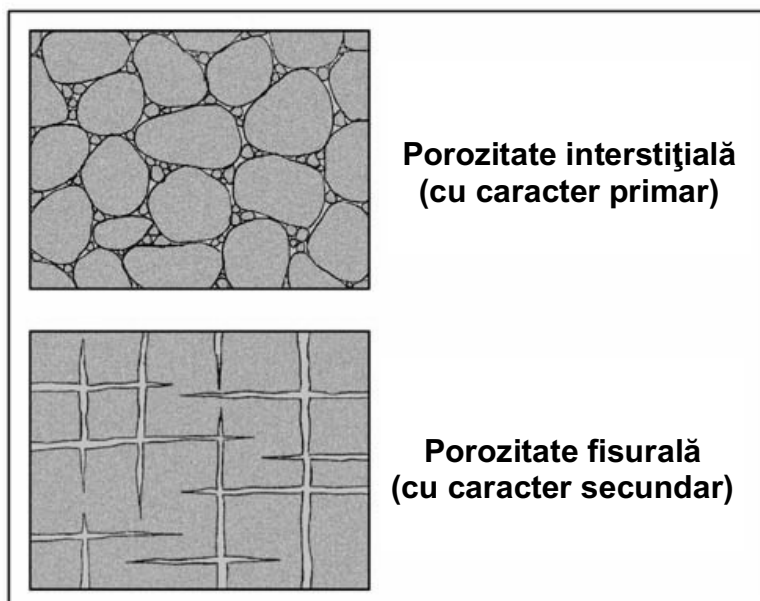


Fig. Tipuri de porozități

Din punct de vedere al “disponibilității” sistemului de pori pentru deplasarea apei, deosebim două componente ale porozității :

- *Porozitatea activă* este reprezentat de volumul de goluri prin care apa poate circula liber și poate fi complet drenată gravitațional ;
- *Porozitatea de retenție* este reprezentată de golurile care nu comunică între ele și nu participă la formarea permeabilității.

$$n = n_a + n_r \quad (0.2)$$

unde n – porozitatea totală ; n_a – porozitatea activă ; n_r – porozitatea de retenție.

Permeabilitatea este proprietatea unui mediu poros de a permite lichidelor și gazelor să se deplaseze prin el, sub acțiunea combinată a gravitației și presiunii. Cantitativ permeabilitatea se exprimă prin coeficientul de permeabilitate :

$$K_p = C \cdot d^2 \quad (0.3)$$

unde: C coeficient adimensional determinat de forma particulelor; diametrul mediu al particulelor, unitatea de măsură este *darcy*.

Permeabilitatea este direct proporțională cu granulozitatea, cu cat aceasta este mai fină, permeabilitatea se reduce.

Umiditatea reprezintă cantitatea de apă conținută în sol, ea este dependentă de condițiile meteorologice în zona de aerare și este maximă în zona saturată. Cel mai frecvent umiditatea se exprimă prin *umiditatea volumică* și *gradul de saturație*.

- *Umiditatea volumică* reprezintă raportul dintre volumul apei și volumul total al rocii:

$$w_v = \frac{V_a}{V} \quad (0.4)$$

unde V_a – volumul apei iar V – volumul total al rocii.

- *Gradul de saturație* reprezintă raportul dintre volumul de apă din pori și volumul total al porilor:

$$S_r = \frac{V_a}{V_p} \quad (0.5)$$

unde V_p – volumul porilor.

Vâscozitatea este proprietatea fluidelor de a se opune deformațiilor relative care se manifestă între straturile adiacente de fluid aflate în mișcare relativă fără ca deformațiile să fie însoțite de variații ale volumului. Vâscozitatea lichidelor este direct proporțională cu temperatura, iar cea a gazelor este invers proporțională.

Tensiunea superficială este energia pe unitatea de suprafață la interfața a două medii (ex: apă - aer) care dă naștere *capilarității*. Are ca unitate de măsură *dyne/cm*. Acest fenomen este deosebit de important, el guvernând relațiile solid - lichid la interfața dintre acestea.

Conductivitatea hidraulică este o proprietate a unui mediu poros saturat care determină relația, numită *legea lui Darcy*, între debitul specific și gradientul hidraulic care provoacă mișcarea.

Legea lui Darcy :

$$U = K \cdot i \quad (0.6)$$

unde K – conductivitatea hidraulică, i – gradientul hidraulic, U – viteza de filtrare.

De aici rezultă semnificația atribuită în mod curent conductivității hidraulice – *viteza de filtrare la un gradient hidraulic unitar*.

Conductivitatea hidraulică este determinată de:

- permeabilitatea intrinsecă a formațiunii geologice (K_p);
- proprietățile fizice ale apei (γ , μ);
- gradul de saturație al formațiunii (w_v).

Pentru o formațiune geologică conductivitatea hidraulică K este:

$$K = \frac{K_p \gamma}{\mu} \quad (0.7)$$

unde K_p – permeabilitatea intrinsecă, γ – greutatea volumică a apei și μ – vâscozitatea dinamică a apei.

Domeniul de variație al conductivității hidraulice este între $10^{-9} - 10^{-6}$ cm/sec pentru argile și $10^{-2} - 1$ cm/sec pentru pietriș sortat (C.W. Fetter, 1994).

1.2.4 Acvifere – tipuri de acvifere

Acviferul este zona saturată cu apă a unei formațiuni permeabile, prin care poate avea loc o curgere semnificativă (conductivitatea hidraulică, $K > 0,1$ m/zi) a curentului de apă.

Clasificarea acviferelor

Principalele criterii de clasificare a acviferelor sunt următoarele (Scrădeanu, 2006):

- condițiile de acumulare ale apelor subterane;
- variabilitatea parametrilor terenurilor permeabile;
- caracteristicile fizico-chimice ale apelor subterane;
- starea energetică a apei subterane.

Condițiile de acumulare ale apelor subterane – sunt dependente de litologia și structura formațiunii acvifere, deosebim astfel:

- acvifere formate în sedimente neconsolidate;
- acvifere formate în roci sedimentare consolidate;
- acvifere formate în roci magmatice sau metamorfe.

Variabilitatea parametrilor terenurilor permeabile – în funcție de acest criteriu deosebim două tipuri fundamentale:

- *omogene și izotrope* – valoarea parametrilor este aceeași în întreg spațiul reprezentat de acvifer și variabilitatea este constantă în toate direcțiile;
- *neomogene și anizotrope* – valoarea parametrului este diferită de la un punct la altul iar variabilitatea se modifică cu direcția.

Caracteristicile fizico-chimice ale apei subterane – condiționează modul de utilizare al resurselor de apă, deosebim:

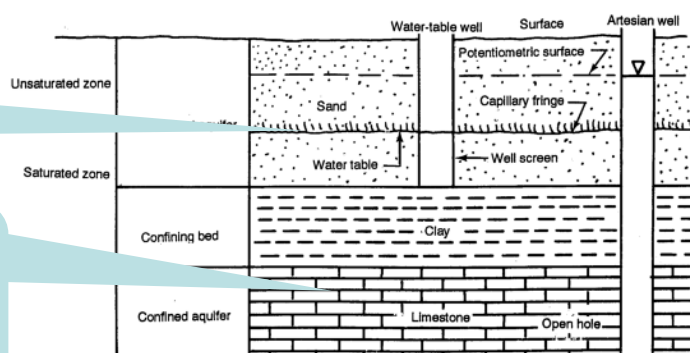
- acvifere termale - temperatura apei $> 23^{\circ}\text{C}$
 - hipotermale – temperatura este cuprinsă între $23 - 36^{\circ}\text{C}$;
 - mezotermale – temperatura apei este cuprinsă între $36 - 42^{\circ}\text{C}$;
 - hipertermale – temperatura este mai mare de 42°C ;
- acvifere minerale – apele subterane au anumite caracteristici chimice (mineralizație totală mai mare de 1 g/l pentru apele terapeutice ; conținutul de bioxid de carbon mai mare de 10 g/l).

Cel mai utilizat criteriu de clasificare este cel al stării energetice a apei subterane, clasificare ce va fi prezentată în detaliu, se va ține cont și *gradul de deschidere hidrogeologică*. Din aceste puncte de vedere deosebim:

- *acvifere cu nivel liber*;
- *acvifere sub presiune*.

acvifere cu nivel liber – dezvoltate în terenuri permeabile ce se dezvoltă uniform până la suprafața topografică

acvifere sub presiune – acumulat în terenuri permeabile care sunt delimitate în acoperiș de terenuri impermeabile și nivelul piezometric se află la cote superioare acoperișului



Acviferele cu nivel liber se formează în terenurile permeabile care se dezvoltă uniform până la suprafață. Precipitațiile căzute se pot infiltra liber conducând la saturarea terenului până la un anumit nivel – nivel piezometric. Deasupra acestui nivel, terenul este nesaturat cu apă, formând zone de aerare.

Morfologia nivelului hidrostatic este influențată de morfologia suprafeței topografice, fiind în general similară cu aceasta dar cu variații mult mai atenuate.

Deplasarea apei în acvifer se face gravitațional în virtutea unui *gradient hidraulic*. Ca și în cazul rețelei hidrografice această deplasare a curenților subterani este condiționată de poziția *bazei locale de eroziune*.

Apa subterană ajunge la suprafață, atunci când nivelul hidrostatic intersectează în mod natural suprafața topografică, situație în care apar izvoare sau acviferul se află în legătură hidrolică cu rețeaua hidrografică.

Acviferele sub presiune se formează în terenurile permeabile delimitate în partea superioară de formațiuni acoperitoare impermeabile sau cu permeabilitate redusă. Terenul

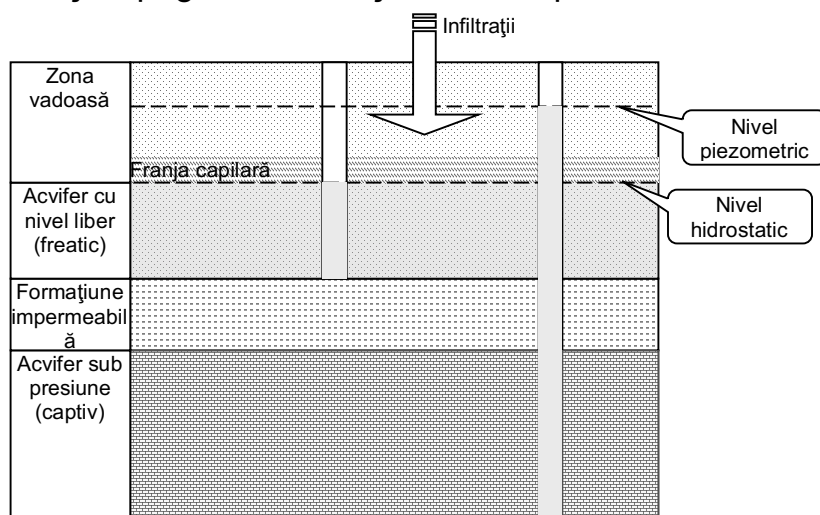


Fig. Tipuri de acvifere

permeabil ce formează acviferul este saturat cu apă, iar apa se află sub presiune (nivelul piezometric al acviferului este superior poziției formațiunii impermeabile din acoperiș) .

În funcție de sarcina piezometrică acviferele sub presiune pot fi ascensionale sau arteziene (situație în care sarcina piezometrică este mai mare decât cota suprafeței topografice).

O caracteristică importantă ce deosebește cele două tipuri principale de acvifere (cu nivel liber și sub presiune) este poziția și extinderea zonei de alimentare a acviferului. În cazul acviferelor cu nivel liber, alimentarea se face prin infiltrații pe toată suprafața lor, practic zona de extindere a acviferului coincide cu zona de alimentare. În cazul acviferelor sub presiune, zona de alimentare nu se extinde pe întreaga suprafață a acviferului, frecvent alimentarea se face prin capetele de strat. În multe cazuri, zonele de alimentare ale acviferelor sub presiune pot fi situate la distanțe mari față de zonele eventualelor captări ale acestor acvifere.

Gradul de complexitate al structurilor hidrogeologice este foarte mare, în

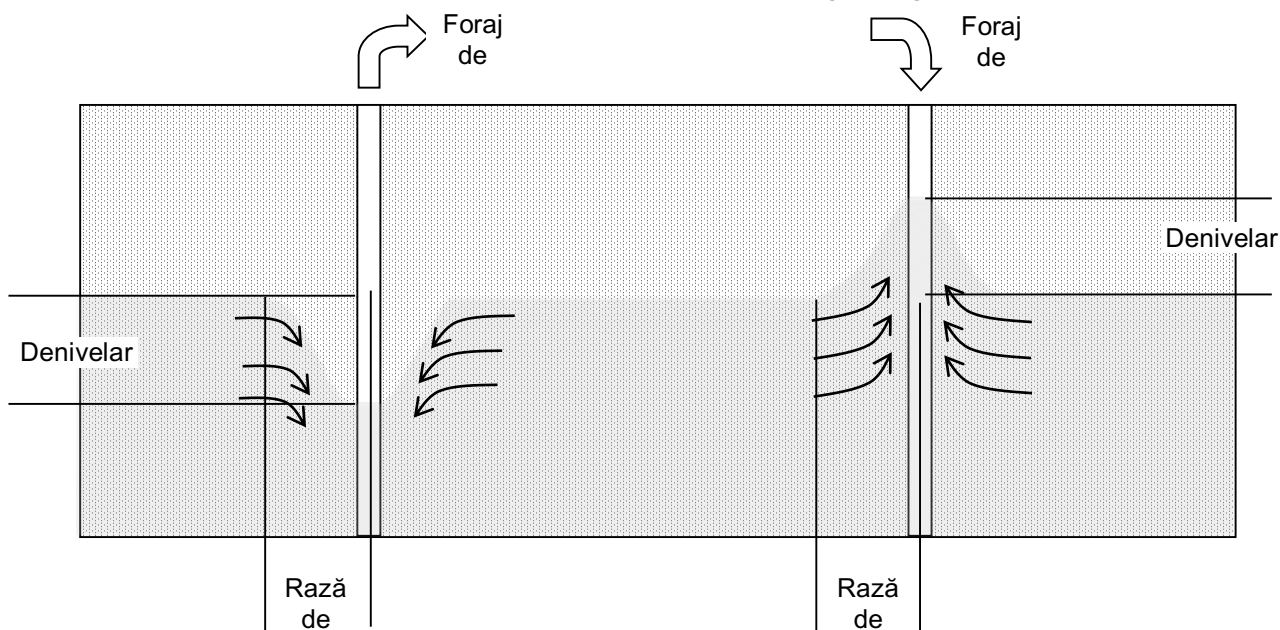


Fig. Modificarea morfologiei suprafeței piezometrice și a spectrului curgerii subterane datorită exploatării acviferului

funcție de poziția relativă raportată la bazele locală și regională de eroziune, deosebindu-se: *hidrostructuri deschise*, *hidrostructuri parțial deschise* și *hidrostructuri închise* (Scrădeanu, 2006). Acestea se deosebesc între ele prin poziție, prin proprietățile terenurilor ce le alcătuiesc, precum și prin dinamica apelor

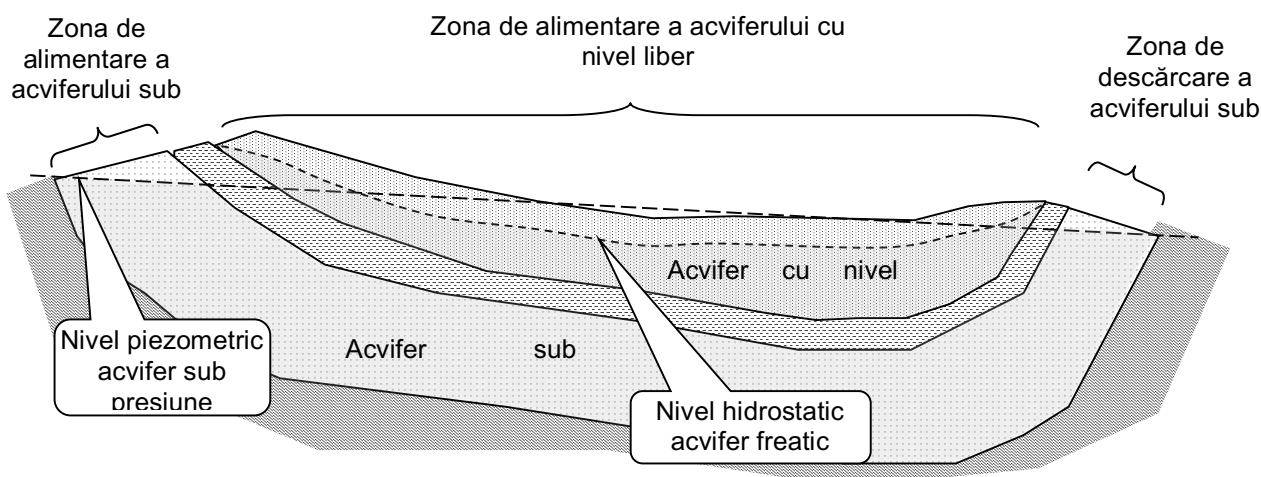


Fig. Zonele de alimentare ale acviferelor

subterane.

Indiferent de natura unei intervenții în scopul exploatării potențialului unui acvifer, aceasta va influența cantitativ și de cele mai multe ori și calitativ regimul natural al acviferului.

În afara proceselor complexe de poluare care fac obiectul acestei lucrări și vor fi prezentate în detaliu în capitolele următoare, extragerea sau injectarea unui debit

de apă din/în acvifer determină modificarea spectrului hidrodinamic al curgerii în regim natural

Acestă „comportament” al acviferelor impune necesitatea realizării unor calcule precise în ceea ce privește parametrii de exploatare precum și delimitarea zonelor de influență a exploatării, în care regimul natural de curgere este perturbat. Dinamica poluanților în mediul geologic (zona vadoasă, acvifer) este de cele mai multe ori influențată direct de modul de explatare de către om a acestei resurse naturale.

1.3. Să ne reamintim

- Caracterizarea mediului geologic pornind de la elemente de structură și compoziție
- Apa ca principală componentă a mediului geologic, esențială atât pentru metabolismul organismelor cât și pentru toate activitățile umane
- Proprietățile care guvernează dinamica apei subterane, tipuri de acvifere, caracteristici.



1.4. Rezumat

În acest capitol au fost prezentate caracteristicile esențiale ale mediului geologic cu rol în formarea permeabilității, caracteristice acumulării apelor subterane. Au fost descrise mecanismele curgerii apelor subterane precum și distribuția naturală a acesteia.



1.5. Test de autoevaluare a cunoștințelor

1) Mediul geologic în integralitatea sa este alcătuit din?

- a. sol
- b. sol, roci, fluide asociate, substanțe minerale utile
- c. sol, componente ale biocenozelor specifice

2) Ce tip genetic de roci este caracterizat de o permeabilitatea accentuată?

- a. Rocile magmatice
- b. Rocile metamorfice
- c. Rocile sedimentare

3) Care din următoarele trăsături caracterizează un acvifer freatic?

- a. Vulnerabilitate ridicată la poluare
- b. Alimentare pe toată suprafața de extindere

c. Adâncime redusă

4) Cum se manifestă dependența extinderii zonei capilare de granulometrie?

- a. Granulometria redusă determină o extindere accentuată a zonei capilare
- b. Nu există dependență între acestea
- c. Depozitele grosiere determină o extindere accentuată a zonei capilare



1.6. Bibliografie recomandată

Cădere, R., Frugină, E., Țenu, S., Pârvulescu, E., *Studiu hidrogeologic de sinteză al interfluviului Argeș – Ialomița*, Studii de hidrogeologie, vol VII, I.M.H. București, 1971.

Coteț, P., *Câmpia Română*, Editura Ceres, București, 1976.

Liteanu, E., Ghenea, C., *Cuaternarul din România*, C.G. – St.e. Seria H 1, București, 1966.

Pascu, M., *Apele subterane din România*, Editura Tehnică, București, 1983.

Posea, GR., Ilie, I., Grigore, M., Popescu, N., *Geomorfologie generală*, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1970.

Ujvari, I., *Geografia apelor României*, Editura Științifică, București, 1972.

******* *Enciclopedia Geografică a României*, Editura Științifică și Enciclopedică, București 1982.

Capitolul 2.

SURSE DE POLUARE A MEDIULUI GEOLOGIC, TIPURI DE POLUANȚI



2.1. Introducere

În cadrul acestui capitol, studenților le sunt prezentate principalele surse pe poluare ce afectează mediul geologic clasificate pe grupe de activități, precum și principalele tipuri de poluanți în funcție de specificul lor sau modul de acțiune.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



2.2. Conținut

Există multe definiții ale poluării în sens general, dar de multe ori încercarea de a defini acest concept plasează omul în poziții diferite sau chiar diametral opuse. O abordare este cea conform căreia omul ar fi „beneficiarul” mediului în care trăiește. În virtutea acestui mod de a pune problema **poluarea** reprezintă *prezența într-un mediu a una sau mai multe substanțe sau amestecuri de substanțe în cantități sau pe o perioadă care le fac periculoase pentru oameni, animale sau plante și contribuie la punerea în pericol sau vătămarea activității sau bunăstării persoanelor* (Organizația Mondială a Sănătății). Din punctul de vedere al unui specialist în protecția mediului, o astfel de punere a problemei are un viciu esențial, acela de a prezenta fenomenul de poluare ca pe o noțiune abstractă de care nu este nimeni responsabil. O definire mult mai corectă a problemei ar fi: „**Poluarea** – O stare indezirabilă a mediului natural datorată contaminării cu substanțe dăunătoare ca o consecință a activității umane” (Dicționarul Webster) sau „**Poluarea** – introducerea directă sau indirectă, ca rezultat al activității umane, de substanțe, vibrații, încălzire sau zgomot în aer, apă sau sol, care pot fi periculoase pentru sănătatea umană,

calitatea mediului sau pot crea pierderi materiale” (U.E. Directiva Cadru a Resurselor de Apă). Chiar Legea mediului (nr. 195/2005) pune problema în termenii „...**introducerii** directe sau indirecte a unui poluant care poate aduce prejudicii...”, de aici concluzia firească a asocierii poluării cu activitatea umană.

Din punct de vedere al problematicii abordate în această lucrare de către autor, **nu există** surse naturale de poluare, aceasta este strict o consecință a activității umane; pentru fiecare caz de poluare trebuind să existe și un *poluator*. Acel principiu din legislație mondială de mediu, conform căruia „*poluatorul plătește*” condiționează practic legătura dintre apariția poluării și existența unui poluator responsabil de acțiunea sa. Orice „porțiune” din mediu ambiant natural este caracterizată la un anumit moment de anumiți parametri, respectiva „porțiune” poate fi sau nu propice existenței și dezvoltării unor organisme (inclusiv omul) dar aceasta stare nu îl face poluat sau curat.

2.2.1 Clasificarea surselor de poluare a mediului geologic

Orice clasificare este din start un proces subiectiv datorită caracterului sau convențional. Întotdeauna pot fi găsite noi criterii de „aranjare” a obiectelor, organismelor sau fenomenelor din lumea înconjurătoare, motiv pentru care în această lucrare, sursele de poluare vor fi clasificate după criteriile considerate tradiționale:

- *modul de dezvoltare în spațiu;*
- *modul de evoluție în timp;*
- *gradul de mobilitate;*
- *natura fenomenului de poluare;*
- *originea sursei.*

Clasificarea surselor de poluare după modul de dezvoltare în spațiu

Din acest punct de vedere deosebim două tipuri majore de surse de poluare – *concentrate* și *difuze*. La rândul lor, sursele concentrate pot fi punctuale, cu dezvoltare liniară, etc.

Sursele concentrate se manifestă direct pe o suprafață clară, ușor de delimitat și în general cu dimensiuni reduse raportat la întregul areal afectat de sursă. În cele mai multe cazuri această suprafață este redusă – considerată punctuală, sau se extinde bidimensional. Exemple în acest sens pot fi conductele avariate, deversările necontrolate din conducte, rezervoare fisurate, accidente ce afectează direct mici suprafețe, canale, rigole, șanțuri, etc. în general acest tip de surse sunt relativ stabile ca debit și cantitate.

În categoria celor difuze intră acele surse ce nu au o suprafața de incidență directă clar delimitată sau care acționează pe suprafețe întinse în raport cu întreaga zonă afectată. Exemple clasice în acest sens sunt poluările produse de depunerile atmosferice, de ploile acide, de substanțele chimice utilizate în scopuri diverse în agricultură, de rețeaua hidrografică. De multe ori, localizarea acestor surse de poluare este legată de variabilitatea condițiilor meteorologice.

În momentul în care se fac estimări ale dinamicii și evoluției episoadelor de poluare sau evaluări ale impactului unei anumite activități asupra mediului, precizarea corectă a modului de acțiune în spațiu a sursei este o obiectiv de primă importanță. În multe cazuri tipul sursei condiționează direct modul de lucru ulterior (ex: modelarea matematică a zonei și a fenomenelor asociate).

Clasificarea surselor de poluare după evoluția lor în timp

În funcție de intervalul de timp în care au loc emisiile și de gradul de periodicitate deosebim: surse *instantanee* și surse *continue*. În categoria surselor instantanee intră acele surse ale căror emisii au o durată scurtă (minute, zeci de minute) și în general un caracter accidental (accidente industriale, accidente survenite la transportul unor substanțe periculoase, etc.). Efectele acestui tip de poluare sunt în general rapide și de mare amploare, datorită cantităților mari deversate într-un timp foarte scurt, pe un teren neafectat de poluantul respectiv. Se pot produce dezechilibre în sistemele afectate în intervale scurte de timp după producerea accidentului. O altă caracteristică a acestui tip de poluare este faptul că, datorită capacității naturale de autoepurare a mediului, într-un timp destul de scurt sistemul poate reveni la parametrii inițiali, autoepurarea putând acționa eficient începând din momentul îndepărtării sursei de poluare.

Sursele continue sunt acele surse ale căror emisii au durate lungi și foarte lungi, pot avea un caracter periodic (asociate cu diverse etape ale proceselor tehnologice). Acest tip de surse, este în general periculos datorită caracterului cumulativ pe care îl are procesul de poluare, adesea determinând „poluări istorice”.

Clasificarea surselor de poluare după gradul de mobilitate

Cele două tipuri de surse definite după acest criteriu sunt: sursele *fixe* și sursele *mobile*. Cel mai frecvent, poluarea mediului geologic este rezultatul acțiunii surselor fixe de poluare (halde, terenuri agricole, ferme zootehnice, depozite de deșeuri, deversări industriale, etc.). În a doua categorie se încadrează în general mijloacele de transport, a căror impact direct asupra aerului este mult mai evident decât asupra solului și subsolului, unde poluanții pot ajunge indirect, sub formă de depuneri atmosferice cu caracter difuz.

Clasificarea surselor de poluare după natura fenomenului de poluare

Datorită complexității proceselor de poluare, este dificil de precizat pentru fiecare caz în parte, natura acestor procese. De cele mai multe ori, aceste procese coexistă și se influențează direct unele pe altele. Totuși sub aspect teoretic se poate face o distincție între poluarea de natură *fizică*, *chimică*, *biologică* și *radioactivă*.

- poluarea fizică nu determină modificări directe ale chimismului ci doar a parametrilor fizici ai mediului implicat (modificarea temperaturii, a conținutului de aer din sol, etc.);
- poluarea chimică implică existența unor emisii substanțe reactive, care la rândul lor pot fi de anorganice sau organice și care determină modificări de natură chimică ale mediului afectat;
- de poluarea biologică sunt responsabile în general microorganismele fie cu caracter patogen, fie capabile să afecteze microbiota solului sau ecosistemul apelor subterane;
- poluarea radioactivă este generată de dezintegrarea nucleelor instabile însoțită de emisia de particule sau radiații. Intensitatea și tipul radiațiilor sunt

dependente de elementul implicat și de caracteristicile acestuia (timp de înjumătățire, viața medie a nucleelor, etc.).

Clasificarea surselor de poluare după originea sursei

În funcție de domeniul general în care de încadrează activitatea ce generează surse de poluare, distingem următoarele categorii:

- poluare industrială;
- poluare agricolă;
- poluare urbană și menajeră.

Poluarea industrială

Dintre sectoarele industriale, cele mai poluante pentru apă și sol sunt considerate:

- *Industria chimică (compuși organici și anorganici) afectează:*
 - apa prin utilizarea acesteia în procesele tehnologice, ca agent de răcire și prin emisiile de compuși organici, metale grele, suspensii solide, materii organice, fenoli, cianuri;
 - solurile prin depozitarea deșeurilor rezultate din procesele tehnologice și prin zgura și cenușa ce se depune din apă sau din aer.
- *Industria hârtiei și a pastei de celuloză afectează:*
 - apa prin folosirea ei în procesele tehnologice și prin emisiile de suspensii solide, materii organice, compuși organici clorurați, dioxină, etc.
- *Industria cimentului, sticlei și ceramicii afectează:*
 - apa prin utilizarea ei ca apă de proces tehnologic și impurificarea cu hidrocarburi și metale grele;
 - solul prin procesele de extracție de materii prime și prin depozitarea deșeurilor tehnologice (în special cu conținut de metale).
- *Industria metalurgică feroasă afectează:*

- apa prin utilizarea ca apă de proces tehnologic și prin emisiile de materii organice, substanțe bituminoase, hidrocarburi, suspensii solide, metale, benzen, fenoli, acizi, sulfați, amoniac, cianuri, tiocianați, tiosulfați;
- solul prin depozitarea deșeurilor tehnologice cu conținut de: metale grele, sulfați, săruri, resturi de hidrocarburi.
- *Industria metalurgică neferoasă afectează:*
 - apa prin utilizarea ei în scrubere și impurificarea cu hidrocarburi, fluor, particule solide;
 - solul prin depozitarea zgurii.
- *Industria petrolieră afectează:*
 - apa prin utilizarea ei ca agent de răcire și prin emisiile de hidrocarburi, mercaptani, substanțe corozive, fenoli, crom, efluenți din scurberile de gaze;
 - solul prin depozitarea deșeurilor periculoase, catalizatori epuizați, gudroane.
- *Tăbăcăriile și industria pielii afectează:*
 - apa prin utilizarea ei ca apă de proces tehnologic și prin emisiile de substanțe toxice ce conțin suspensii solide, sulfați, crom;
 - solul prin deșeurile bogate în crom.

Poluarea agricolă

Dintre sectoarele agricole, cele mai poluante pentru apă și sol sunt considerate:

- *Specializarea și concentrarea producției*
 - Creșterea suprafețelor cultivate, consolidarea terenurilor, defrișarea afectează:
 - apa: prin efectele îndepărtării covorului vegetal – antrenarea solului de către ape, contaminarea apelor, eutrofizare;
 - solul prin: expunerea sa la eroziune și la degradare.
 - Creșterea intensivă a animalelor afectează:

- apa prin efluenții de siloz încărcăți cu materii organice și nutrienți;
- solul prin împrăștierea gunoiului de grajd bogat în metale grele.
- Practicarea agriculturii intensive afectează:
 - apa prin creșterea încărcăturii de sediment din ape;
 - solul prin pierderea materiei organice, deteriorarea structurii, a boitei, scăderea fertilității și capacității de adsorbție.
- *Fertilizarea*
 - Cu gunoi de grajd, care afectează:
 - apa cu materii organice și nutrienți ce au ca efect eutrofizarea și scăderea conținutului de oxigen. Prin infiltrare contaminanții ajung în apele subterane.
 - solul prin acumularea de metale grele, fosfați și riscul de creștere a acidității.
 - Cu îngrășăminte chimice, care afectează:
 - apa prin spălarea nitratilor și fosfaților urmată de creșterea nivelului de nutrienți din apă, eutrofizare și contaminarea acviferelor;
 - solul prin acumularea de metale grele ce pot pătrunde în lanțul trofic, prin creșterea riscului de acidifiere, de distrugere a structurii solului și a bilanțului nutrienților.
 - Cu nămol menajer, care afectează:
 - apa prin spălarea și infiltrarea în acvifer a nutrienților și a altor compuși chimici;
 - solul prin acumularea de metale grele și microorganisme ce pot pătrunde în lanțul trofic.
- *Aplicarea pesticidelor* afectează:
 - apa prin spălarea rezidurilor mobile și a produșilor degradați și antrenarea lor în apele subterane;
 - solul prin acumularea pesticidelor persistente, a produșilor degradați, infiltrarea acestora în profilul de sol și prin distrugerea biotei solului.

- *Lucrările de irigații și de prelevare de apă afectează:*
 - apa prin scăderea nivelului hidrostatic care determină creșterea salinității cu impact direct asupra calității apelor de suprafață și subterane;
 - solul prin creșterea salinității și alcalinității.
- *Lucrările de drenaj afectează:*
 - apa, determinând scăderea potențială a biodiversității acvatice ;
 - solul prin apariția oxidării solurilor organice cu efect în reducerea conținutului organic, acidifiere și modificarea structurii solului.
- *Lucrările de mecanizare a agriculturii:*
 - *Lucrările de arătură și cultivare afectează:*
 - apa prin încărcarea acesteia cu sediment și eutrofizare;
 - solul prin expunerea acestuia la procesele de eroziune.
 - *Folosirea utilajelor grele afectează:*
 - apa prin încărcarea acesteia cu sediment și eutrofizare;
 - solul prin compactare.

Poluarea urbană și menajeră

Această sursă majoră de poluare se manifestă cel mai agresiv pentru apă și sol prin intermediul următoarelor activități:

- *Utilizarea terenului ca spațiu de locuit afectează:*
 - apa în urma activitatea de grădinărit, prin spălarea pesticidelor și fertilizatorilor;
 - solul prin activitățile de renovare sau extinderea spațiilor de locuit, activități generatoare de cantități mari de deșeuri; precum și prin utilizarea unor spații pentru construcții, grădinărit, etc., spații care devin indisponibile pentru alte destinații.
- *Alimentarea cu apă a orașelor afectează:*

- apa prin deversarea apelor uzate menajere contaminate cu materii organice, fosfați și compuși ai azotului și activitatea de spălare, prin folosirea detergenților care determină contaminarea cu materii organice și suspensii solide.
- *Utilizarea bunurilor (hrană, obiecte de îmbrăcăminte, mobile, echipamente electrocasnice, medicamente, etc.) afectează:*
 - apa prin utilizarea detergenților, dezinfectanților ce determină apariție compușilor organici clorurați, prin prepararea hranei ce determină emisii de nutrienți și de substanțe organice;
 - solul prin depozitarea deșeurilor menajere (formate din resturi alimentare, celuloză, sticlă, textile, mase plastice, resturi metalice, etc.) precum și deșeuri de natură chimică – pesticide, uleiuri, vopsele, baterii, cosmetice, medicamente, etc.
- *Transportul și serviciile afectează:*
 - apa prin produse petroliere și lubrefianți;
 - solul prin depozitarea anvelopelor uzate, autoturismelor uzate, precum și prin utilizarea terenului pentru căi de circulație, conducte, infrastructură.

Datorită legăturii hidraulice existentă frecvent între apele subterane și cele de suprafață, fie în sensul drenării fluxului subteran de către rețeaua hidrografică fie invers, acestea se pot contamina reciproc. Existența diferențelor mari de calitate a apei, în general în favoarea apelor subterane, net superioare calitativ, face ca acestea să fie adesea impurificate de către apele de suprafață, care în această situație constituie reale surse de poluare.

În afara acestei clasificări a principalelor surse de poluare în funcție de diverse criterii, pentru o mai bună înțelegere a complexității proceselor de poluare este utilă realizarea unei clasificări a poluanților.

2.2.2 Clasificarea poluanților mediului geologic

Criteriile de clasificare sunt în general orientate pe următoarele caracteristici ale poluantului:

- *stare de agregare;*
- *natura sa;*
- *solubilitate în apă, durata degradării naturale, etc.*

Clasificarea poluanților în funcție de starea lor de agregare

În funcție de starea de agregare deosebim:

- *poluanți gazoși;*
- *poluanți lichizi;*
- *poluanți solizi.*

Cei mai reprezentativi poluanți din categoria gazelor provin în general din procesele de ardere (SO_2 , CO_2 , N_2O , CH_4 , CO , compuși organici volatili – COV, etc.). Acești compuși determină în general poluarea aerului, dar indirect, antrenând precipitații, ajung pe sol, dizolvați în apă sau sub formă de compuși noi. Cel mai frecvent proces de poluare a solului și apelor subterane, determinate de existența acestor gaze în atmosferă, în constituie acidifierea rezultată în urma episoadelor de „ploaie acidă”. Aceasta se formează în urma combinării oxizilor de sulf și de azot cu apa atmosferică rezultând astfel acid sulfuric și azotic. Acidifierea solului conduce la: dizolvarea sărurilor de calciu și de magneziu determinând carențe în nutriția plantelor și la creșterea mobilității metalelor din sol. În urma procesului de infiltrare, acidifierea se poate manifesta până la nivelul apelor freatice.

Chiar dacă, în general, poluanții gazoși afectează în mod direct atmosfera, datorită depunerilor de diverse feluri (gravitaționale, precipitații), adesea aceștia au un impact semnificativ și asupra solului și a apelor subterane.

Clasificarea poluanților în funcție de natura lor

Din acest punct de vedere, se deosebesc:

- *poluanți anorganici;*
- *poluanți organici;*
- *poluanți biologici;*
- *poluanți fizici (termici, radioactivi).*

Din categoria poluanților anorganici amintim: cationii metalici (plumb, zinc, aluminiu, cadmiu, cupru, mercur, calciu, magneziu, etc.); anionii (fluor, clor, nitrați, nitriți, fosfat, sulfat, carbonat, cianuri, etc.) precum și gazele dizolvate (oxigen, dioxid de carbon, azot, etc.).

Poluanții organici sunt foarte numeroși, ei putând fi împărțiți în mai multe categorii: hidrocarburi policiclice aromatice (PAH), poluanți organici sintetici (inclusiv pesticide și erbicide), compuși organici volatili (COV).

În categoria poluanților biologici intra microorganismele patogene sau nepatogene și virusuri, (bacterii coliforme, coliformi fecali, *E coli*, *Giardia lamblia*, etc.).

Din categoria factorilor responsabili de poluarea fizică, fac parte: poluanții termici – care determină modificarea temperaturii mediului în afara domeniului natural de variație a acesteia; poluanții radioactivi, generatori de radiații nocive (în special beta și gama care pot penetra piele și țesuturile umane), constând în radionuclizi cu viață lungă, precum: stronțiu 90 (26 ani) și cesiu 137 (30 ani), uraniu 238 ($4,47 \times 10^9$ ani) dar și iodul 131, bariu 140, etc. În afara poluanților enumerați, mai poate fi considerată poluare fizică, impurificarea solului și a apelor cu particule de dimensiuni variabile, insolubile și în general inerte din punct de vedere chimic (diverse componente minerale, fragmente de sticlă, mase plastice).

Clasificarea poluanților în funcție de solubilitate în apă, durata biodegradării

Un aspect determinant pentru dinamica poluanților în mediu îl reprezintă caracterul miscibil sau imiscibil al fluidului în apă. În funcție de această caracteristică deosebim:

- *poluanți miscibili în acvifer;*
- *poluanți imiscibili în acvifer.*

În cazul fluidelor solubile (miscibile) în apă, dinamica în acvifer este similară cu a solventului, iar scăderea concentrației este controlată de o serie de procese complexe (sorbție, precipitare, biodegradare) ce se desfășoară sub controlul parametrilor ce caracterizează mediul (matricea acviferului, apa, interacțiunea apă – fluid poluant).

Deplasarea fluidelor imiscibile în apă este dependentă de densitatea lor, cele cu densitate mai mică decât a apei vor avea tendința să se ridice și să se localizeze în partea superioară a acviferului. Fluidele cu densitate mai mare vor avea tendința să coboare în raport cu direcția de curgere a apei și să se localizeze în zona culcușului acviferului.

În funcție de compoziția chimică și de proprietățile lor, poluanții pot avea capacitatea de a se descompune în mod natural (prin oxidare, adsorbție, procese biologice, etc.). Viteza cu care se desfășoară procesele de biodegradare este dependentă de o serie de elemente ce caracterizează mediul (compoziția pedologică/litologică, grosimea zonei vadoase, gradul de afânare al terenului, conținutul de oxigen din zona vadoasă etc). Procesele de atenuare naturală a concentrației de substanțe poluante sunt mult mai active la nivelul zonei vadoase, față de acvifer, datorită conținutului ridicat de oxigen, de substanță organică din orizontul superior al solului sau de eventuala prezență a mineralelor argiloase.

Să ne reamintim

- Sursele de poluare se clasifică funcție de: modul de dezvoltare în spațiu, de acțiune în timp, mobilitate, natura procesului de poluare și originea sursei.
- Poluanții mediului geologic se clasifică funcție de: starea de agregare, natură, grad de solubilitate în apă etc.



2.3. Rezumat

În acest capitol au fost prezentate sistematic și descrise sursele de poluare și poluanții care afectează în mod specific mediul geologic. Înțelegerea acestor aspecte condiționează succesul construirii unor modele conceptuale corecte în vederea cuantificării fenomenelor.



2.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

1) Din punct de vedere al distribuției în spațiu, sursele de poluare sunt:

- a. temporare
- b. difuze
- c. chimice

2) Poluarea generată de cultura plantelor agricole este considerată?

- a. concentrată
- b. difuză
- c. instantanee

3) Au o dinamică similară cu a apei subterane poluanții?

- a. Cu densitate mai mare decât apa
- b. Miscibili
- c. Gazoși



2.5. Bibliografie recomandată

Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, New York, Macmillen Publishing Company, 1993.

Köster, R., *Natural attenuation of inorganic pollutants – geochemical factors influencing im-mobilization*, ConSoil, Leipzig, 2000.

Manahan E Stanley, *Environmental Chemistry*, Lewis Publishers, 1991.

2.6. Temă de control

Realizați un referat de maximum 5 pagini în care să tratați problematica poluării acviferelor freatice cu nutrienți proveniți din activitatea agricolă.

Capitolul 3. FUNDAMENTELE CHIMIEI APEI



3.1. Introducere

În cadrul acestui capitol sunt prezentate principalele proprietăți ale apei în stare naturală, ca principală componentă de interes a mediului geologic.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



3.2. Conținut

3.2.1 *Introducerea în chimia acvatică*

Fenomenele chimice caracteristice mediului acvatic implică reacții acid-bază, de solubilizare, de oxido-reducere și de complexare. Procesele biologice joacă un rol important în chimia mediului acvatic. Spre exemplu, algele fotosintetizante pot crește pH-ul apei prin eliminarea CO₂-ului. În sistemele acvatice naturale este mult mai greu de descris fenomenul chimic, deoarece acestea reprezintă sisteme deschise cu intrări și ieșiri de energie. și masă variabile și de asemenea conțin faze minerale. Astfel, neputându-se realiza o descriere exactă a chimiei unor sisteme naturale de apă se folosesc metode simplificate, de multe ori bazate pe concepte chimice de echilibru. Cu toate că nu sunt exacte sau realiste în totalitate astfel de modele pot furniza generalizări folositoare și o bună cunoaștere ce aparține naturii proceselor chimice acvatice și pun la dispoziție ghidare pentru descrierea și măsurarea acestor sisteme.

3.2.2 *Gazele din apă*

Gazele dizolvate – O_2 pentru pești și CO_2 pentru algele fotosintetizante – sunt cruciale pentru bunăstarea speciilor vii din apă. Unele gaze din apă pot cauza de asemenea probleme cum ar fi moartea peștilor din cauza bulelor de azot formate în sânge prin expunerea la apă suprasaturată cu azot. Solubilitatea gazelor din apă este calculată conform Legii lui Henry, conform căreia solubilitatea unui gaz dintr-un lichid este proporțională cu presiunea parțială a gazului în contact cu lichidul.

Oxigenul din apă

Fără un nivel apreciabil al oxigenului dizolvat, multe organisme acvatice nu pot trăi în apă. Oxigenul dizolvat este consumat prin degradarea materiei organice. O caracteristică importantă a unui sistem acvatic este capacitatea de a se reoxigena. Oxigenul din apă provine din acțiunea fotosintetizantă a algelor, dar aceasta nu este o metoda eficientă, deoarece cantitatea de oxigen este pierdută pe timpul nopții în procesele metabolice.

Este important să se facă diferența dintre solubilitatea O_2 -ului care reprezintă concentrația O_2 -ului maxim dizolvat la echilibru și concentrația oxigenului care nu este în general concentrația la echilibru și este limitată de rata la care se dizolvă oxigenul. Nivelul oxigenului dizolvat se poate apropia repede de 0 dacă nu este acționată un mecanism eficient de reaerare a apei. Problema devine în mare una de cinetică, în care există o limită a ratei la care oxigenul este transferat prin suprafața de contact dintre apă și aer. Această rată depinde de turbulență, mărimea bulelor de aer, temperatură și alți factori. Degradarea mediată de microorganisme a numai 7 sau 8 mg de material organic poate consuma complet oxigenul dintr-un litru de apă inițial saturat cu aer la temperatura de 25° C. Efectul temperaturii asupra solubilităților gazelor din apă este important în mod special în cazul oxigenului. Solubilitatea oxigenului în apă scade de la 14.74 mg/L la 0°C la 7.03 mg/L la 35° C. La temperaturi mai mari solubilitatea scăzută a oxigenului combinată cu rata respirației crescute a organismelor

acvatice cauzează frecvent condiții în care o cerere mai mare de oxigen însoțită de o solubilitate scăzută a gazului în apă duc la epuizarea drastică a oxigenului.

3.2.3 Aciditatea apei și dioxidul de carbon în apă

Fenomenul acid-bază în apă implică cedare și acceptare de ioni de H^+ . Multe specii se comportă ca acizi în apă eliberând ioni de H^+ , iar altele se comportă ca baze prin acceptare de H^+ , molecula de apă având caracter amfoter. O specie importantă în chimia apei este ionul bicarbonat HCO_3^- ce se poate comporta și ca acid și ca bază. Cu toate că teoretic toate apele au o anumită alcalinitate, apa acidă nu este întâlnită des, cu excepția cazurilor de poluare severă. Aciditatea rezultă în general din prezența acizilor slabi în special CO_2 , dar câteodată mai cuprinde și alții cum ar fi $H_2PO_4^-$, H_2S , proteine și acizi grași. Termenul de “acid liber mineral” este aplicat acizilor tari ca H_2SO_4 și HCl în apă. Caracterul acid al unor ioni metalici hidrați poate contribui la aciditate.

Dioxidul de carbon în apă

Cel mai important acid slab din apă este dioxidul de carbon. Datorită prezenței sale în aer și a producerii lui din descompunerea microbială a materiei organice, dioxidul de carbon dizolvat este prezent teoretic în toate apele naturale și poluate. Ploaia căzută chiar și dintr-o atmosferă complet nepoluată este foarte puțin acidă datorită prezenței dioxidului de carbon dizolvat. Dioxidul de carbon și produșii săi de ionizare, ionul bicarbonat HCO_3^- și ionul CO_3^{2-} au o influență extrem de importantă asupra chimiei apei. Multe minerale sunt depozitate ca săruri ale ionului carbonat. Algele din apă utilizează dioxid de carbon dizolvat în sinteza biomasei.

Echilibrul dioxidului de carbon dizolvat cu cel gazos din atmosferă și echilibrul ionului CO_3^{2-} între soluțiile apoase și mineralele carbonice au un puternic

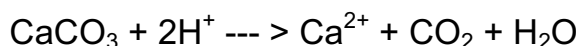
efect de tampon asupra pH-ului apei. Ca o consecință a nivelului scăzut de dioxid de carbon atmosferic, apa lipsită de alcalinitate (capacitatea de a neutraliza H^+ în echilibru cu atmosfera) conține un nivel foarte scăzut de dioxid de carbon. Totuși, formațiile CO_3^{2-} și HCO_3^- cresc foarte mult solubilitatea dioxidului de carbon. Concentrațiile mari de dioxid de carbon pot afecta în mod negativ respirația și schimbul de gaze cu alte animale acvatice, însă nu ar trebui să depășească nivele de 25 mg/L. O mare parte din dioxidul de carbon din apă este un produs al degradării materiei organice de către bacterii. Chiar algele fotosintetizante îl produc în timpul proceselor metabolice în absența luminii. Concentrația de dioxid de carbon gazos în atmosferă variază cu locația și anotimpul, ea crește cu o parte la milion (ppm) în volum pe an.

3.2.4 Alcalinitatea

Alcalinitatea este capacitatea apei să accepte ioni pozitivi de H (protoni). Aceasta este importantă în tratarea apei și în chimia și biologia apelor naturale. Apa puternic alcalină are deseori un pH mare și conține în general nivele superioare ale solidelor dizolvate. Alcalinitatea servește drept tampon pentru pH și rezervor pentru carbonul neorganic. De asemenea, ea poate fi folosită măsură pentru fertilitatea apei deoarece ajută la determinarea abilității acesteia de a susține creșterea algelor. În general, speciile bazice responsabile pentru alcalinitatea din apă sunt ionul hidroxil, ionul bicarbonat și ionul carbonat. Alte specii ce contribuie în mică măsură sunt amoniacul și bazele conjugate ale acizilor fosforic, de siliciu, boric. La valori ale pH-ului sub 7 $[H^+]$ se diminuează alcalinitatea.

Este important să se facă diferența între bazicitatea mare manifestată prin pH ridicat și alcalinitate mare, capacitatea de a accepta ioni de H^+ . În timp ce pH-ul este un factor de intensitate, alcalinitatea este un factor de capacitate.

În termeni de inginerie alcalinitatea este frecvent exprimată în unități de $\text{CaCO}_3/\text{mg/L}$ bazându-se pe următoarea reacție de neutralizare a acidului:



Exprimarea alcalinității în termeni de mg/L a CaCO_3 poate totuși genera confuzie și notarea preferabilă pentru chimiști este echivalenți/L, numărul de moli de H^+ neutralizați de alcalinitatea unui litru de soluție.

Substanțe ce contribuie la alcalinitate la diferite valori ale pH-ului

Apa naturală are în mod normal o alcalinitate, numită aici [alk] de 1.00×10^{-3} echivalenți/L. Contribuțiile realizate de diferite specii la alcalinitatea depind de pH. Acest lucru este demonstrat aici prin calcularea contribuțiilor relative la alcalinitate a HCO_3^- , CO_3^{2-} sau OH^- la pH 7.00 și la pH 10.00. Pentru apa la pH 7 $[\text{OH}^-]$ e prea scăzut pentru a aduce o contribuție semnificativă, așadar alcalinitatea este datorată H_2CO_3 -ului. La pH mai mare atât OH^- cât și CO_3^{2-} sunt prezente în concentrații semnificative comparativ cu HCO_3^- .

Carbonul anorganic dizolvat și alcalinitatea

Din valorile deduse mai sus, se poate arăta faptul că la aceeași valoare a alcalinității concentrația carbonului anorganic dizolvat variază cu pH-ul. Concentrația mai scăzută de carbon anorganic la pH 10 arată că sistemul acvatic poate dona carbon anorganic dizolvat pentru folosirea în fotosinteză, cu o schimbare a pH, dar nici una a alcalinității. Această diferență în concentrație de carbon anorganic dizolvat, dependentă de pH, reprezintă o importantă sursă potențială de carbon pentru algele din apă, ce fixează carbonul prin reacții complexe. Dacă carbonul anorganic dizolvat este folosit pentru sinteza biomasei, apa devine mai bazică. Cantitatea de carbon anorganic dizolvat ce poate fi

consumat înainte ca apa să devină prea bazică pentru a permite reproducerea algelor este proporțională cu alcalinitatea.

Influența alcalinității asupra solubilității dioxidului de carbon

Solubilitatea crescută a dioxidului de carbon din apa cu o alcalinitate ridicată poate fi ilustrată prin compararea ei în apă pură (alcalinitatea 0).

3.2.5 Calciul și alte metale în apă

Ionii de metal din apă, există sub numeroase forme. Pentru a asigura cea mai mare stabilitate a învelișurilor exterioare ale electronilor, ionii de metal sunt uniți cu apa sau coordinați cu alte specii. Acestea pot fi molecule de apă sau alte baze mai tari. Așadar, ionii metalici în soluție apoasă sunt prezenți sub formă de cationi metalici hidratați. Ionii metalici în soluție apoasă tind să atingă o stare de stabilitate maximă prin reacții ce include reacțiile acid-bază.

Ionii metalici hidratați ca acizi

Ionii metalici hidratați, în special cu sarcina $^{3+}$, sau mai mare, tind să piardă ioni de H^+ din moleculele de apă legate de ei în soluții apoase și se potrivesc definiției acizilor a lui Brönsted conform căreia acizii sunt donori de H^+ și bazele sunt acceptori. Aciditatea unui ion metalic crește cu sarcina și scade cu creșterea razei. Ionii metalici trivalenți hidratați, cum ar fi fierul, au în general minus cel puțin un ion de H^+ la valori neutre ale pH-ului sau chiar mai mici. Pentru ionii metalici tetravalenți formele complet protonice sunt rare chiar la valori foarte scăzute ale pH-ului. În general, ionii metalici bivalenți nu pierd un ion de H^+ la valori ale pH-ului mai mici decât 6 în timp ce ionii monovalenți ca Na^+ nu se comportă deloc ca acizi, ei există în soluție apoasă ca ioni simpli hidratați. Tendința ionilor metalici

hidratați de a se comporta asemenea acizilor poate avea un efect important asupra mediului acvatic.

Calciul din apă

Dintre cationii găsiți în majoritatea sistemelor acvatice continentale, calciul are în general cea mai mare concentrație. Chimismul calciului, deși destul de complicat, este totuși mai simplu decât al ionilor metalici de tranziție găsiți în apă. Calciul este un element cheie în multe procese geochimice. Mineralele constituie sursa primară de ioni de calciu din apă. Printre mineralele primare ce contribuie, se numără gipsul $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$, anhidritul CaSO_4 , dolomitul $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Apa ce conține un nivel ridicat de CO_2 dizolvă rapid calciul din mineralele sale: $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$. Când această reacție are loc invers și CO_2 e eliberat din apă se formează depozite de CaCO_3 . Dioxidul de carbon caștigat de apă prin echilibrare cu atmosfera nu justifică nivelele de calciu dizolvate în ape naturale în special în ape subterane. Respirația microorganismelor, degradarea materiei organice în apă, sedimente și sol sunt factori de creștere a nivelului de CO_2 și HCO_3^- .

Dioxidul de carbon dizolvat și mineralele carbonatului de calciu

Echilibrul dintre dioxidul de carbon dizolvat și mineralele carbonatului de calciu este important pentru determinarea mai multor parametri naturali ai chimiei apei cum ar fi alcalinitatea, pH-ul și concentrația calciului dizolvat.

3.2.6 Legătura și structura complexilor metalici

Această secțiune discută unele dintre fundamentele ce ajută în înțelegerea reacției de complexare din apă. Un complex constă într-un atom central de metal

pentru care sarcinile neutre sau negative ale liganzilor ce dețin proprietatea de electron-donor sunt legate. Complexul rezultat poate fi netru, poate avea o sarcină pozitivă sau negativă. Liganzii se spune că sunt conținuți în interiorul sferei de coordinare a atomului central de metal. Numărul de coordinare al unui atom de metal sau ion este numărul de liganzi al grupurilor electron-donor care sunt legați de el. Cele mai comune numere de coordinare sunt 2, 4, 6.

Selectivitatea și specificitatea în chelare

Cu toate că agenții de chelare nu sunt niciodată complet specifici pentru un ion de metal particular, anumiți agenți complicați de chelare de origine biologică se apropie de specificitate completă pentru anumiți ioni ai metalelor. S-a observat că cianobacteria din speciile *Anabaena* secretă cantități semnificative de agenți de chelație în timpul perioadei de înflorire a algelor.

În concluzie, agentul de chelare are o dublă funcție de promovare a creșterii anumitor cianobacterii în timp ce suprimă creșterea speciilor competitive, permițând cianobacteriilor să existe ca specie dominantă.

3.2.7 Calculul concentrației speciilor

Stabilitatea ionilor complecși în soluție este exprimată în termeni ai constantelor de formare. Acestea pot fi constante de formare (expresii K) ce reprezintă legătura liganzilor individuali cu un ion metallic sau constante globale de formare (expresii b) ce reprezintă legătura dintre doi sau mai mulți liganzi și un ion de metal.

3.2.8 Reacția de complexare realizată de liganzi

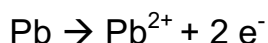
În general agenții de complexare, în special compușii de chelație sunt bazele conjugate ale acizilor lui Brønsted. La pH-ul aproape netru întâlnit în apele

naturale, majoritatea liganzilor sunt prezenți sub formă de acid conjugat. Pentru a înțelege competiția dintre ionul de hidrogen și ionul de metal pentru un ligand, este folositor să se cunoască distribuția speciilor de liganzi ca o funcție a pH-ului.

Se ia în considerare acidul nitrilotriacetic denumit în general H_3T . Sarea trisodică a acestui compus (NTA) este un puternic agent de chelație. Procesele biologice sunt necesare pentru degradarea NTA-ului. Datorită abilității NTA-ului de a solubiliza și a transporta ionii de metale grele acest material este de o importanță considerabilă pentru mediu.

3.2.9 Procesele de complexare si cele redox

Complexarea poate avea un efect puternic asupra echilibrului oxidoreducător prin reacțiile de transfer, ca cea pentru oxidarea plumbului.



Multe metale formează învelișuri autoprotective de oxizi, carbonați și alte specii insolubile care împiedică reacțiile chimice în continuare. Cuprul, aluminiul și fierul sunt exemple de metale autoprotective. Un agent de chelare, în contact cu asemenea metale, poate duce la disoluția continuă a învelișului protector astfel încât metalul expus corodează repede.

Să ne reamintim

- Prezența apei în orice proces metabolic sau antropic, bază a existenței și funcționării viului.



3.3. Rezumat

Apa este substanța naturală cu cele mai interesante și complexe proprietăți, unul din cei mai buni solvenți naturali, prezența în toate stările de agregare în condiții naturale și implicată în circuitele biogeochimice.



3.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

1) Cum se corelează temperatura apei cu solubilitatea oxigenului?

- a. Solubilitatea crește cu scăderea temperaturii
- b. Solubilitatea scade cu scăderea temperaturii
- c. Nu există o dependență de acest tip



3.5. Bibliografie recomandată

Bowen, H.J.M. *Environmental Geochemistry of the Elements*. New York: Academic Press, 1979.

Creed, J.T., Martin, T. D., *Determination of Trace Elements in Marine Waters by Stabilized Temperature Graphite Furnace Atomic Absorption*, U.S. E.P.A., Cincinnati, 1997.

Fernandez, F.J., Bourdoulous, R., Vollmer, J., *An Improved Flame Atomization System for AAS*, At. Spectrosc. 17(4), 167, 1996.

Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, New York, Macmillen Publishing Company, 1993.

Jackson, E.P., *Ion Chromatography in Environmental Analysis*, Encyclopedia of Analytical Chemistry, pp. 2779 – 2801, JohnWiley & Sons Ltd, Chichester, 2000.

Manahan E Stanley, *Environmental Chemistry*, Lewis Publishers, 1991.

Piers, K., *An Introduction to Ion Chromatography*, Calvin Environmental Assessment Program (CEAP), 1998.

Capitolul 4.

PROCESE DE MIGRARE A CONTAMINANȚILOR ÎN MEDIUL GEOLOGIC



4.1. Introducere

Dinamica poluanților în mediul geologic este gestionată de o serie de procese complexe, având rol cheie în evaluarea impactului produs de prezența acestora.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



4.2. Conținut

Din punct de vedere al comportamentului acestora în contact cu apa subterană, deosebim:

- contaminanți miscibili;
- contaminanți imiscibili

Caracteristicile zonei vadoase, alături de proprietățile poluanților, regimul de precipitații și adâncimea nivelului hidrostatic, influențează în mod direct cantitatea de poluant ce poate pătrunde în acvifer. Zona vadoasă poate constitui un adevărat tampon între suprafața solului și apa subterană.

Transportul contaminanților la nivelul zonei vadoase este determinat în primul rând de deplasarea apei. În regim staționar, mișcarea apei în mediul poros este descrisă de ecuația lui *Darcy*:

$$q = K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z}, \quad (4.1)$$

q reprezentând volumul de apă ce curge prin unitatea de suprafață, în unitatea de timp ($\text{cm}^3/\text{cm}^2/\text{zi}$), $K(\theta)$ conductivitatea hidraulică funcție de conținutul volumetric de apă θ (cm^3/cm^3), H sarcina piezometrică (cm) iar z distanța (cm).

În mediu nesaturat, conductivitatea hidraulică descrește rapid odată cu scăderea conținutului de apă. Ritmul acestei descreșteri este determinat de caracteristicile solului și în special de tensiunea sol-apă. Astfel, cu creșterea

tensiunii sol-apă, conductivitatea hidraulică scade exponențial, observându-se scăderi ale conductivității cu 10 sau chiar 100 ordine de mărime, pentru mici reduceri ale conținutului de apă.

Ecuția lui Darcy satisface doar regimul de curgere staționar, pentru regim tranzitoriu, aceasta trebuie să fie combinată cu o ecuație de continuitate:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial q}{\partial z}, \quad (4.2)$$

unde t este timpul. Din combinarea ecuației (3.1) cu (3.2) rezultă *ecuația lui Richards*:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]. \quad (4.3)$$

Un alt element important în evaluarea conținutului de apă îl constituie infiltrarea acesteia în sol, ca urmare a precipitațiilor, activității de irigații, etc. Infiltrarea este determinată frecvent cu ajutorul *ecuației lui Horton*:

$$i = At^{-1/2}, \quad (4.4)$$

unde i este rata de infiltrare (cm/zi), A este un parametru iar t este timpul.

Solurile cu un conținut inițial ridicat de apă au o conductivitate hidraulică ridicată și o capacitate de stocare redusă pentru apa infiltrată.

4.2.1 Transferul contaminanților miscibili

Transportul soluțiilor *nereactive* în sol este rezultatul a trei procese ce se desfășoară simultan: *advecția*, *difuzia* și *dispersia*.

Transportul advectiv (J_m) reprezintă mișcarea pasivă a unei soluții dizolvate în apă. Acest proces este descris de ecuația următoare:

$$J_m = qC, \quad (4.5)$$

unde q reprezintă fluxul Darcy iar C este concentrația mediată de volum.

Transportul prin difuziune (J_D) este rezultatul mișcării termice naturale a ionilor și moleculelor dizolvate. Acest proces este descris de *lega lui Fick*:

$$J_D = \theta D_m \frac{\partial C}{\partial x}, \quad (4.6)$$

unde θ este conținutul volumetric de apă al mediului, D_m este coeficientul de difuziune al mediului poros iar x este distanța. Datorită caracterului sinuos al mediului poros, coeficientul de difuziune al acestuia va fi întotdeauna mai mic decât cel al apei.

Transportul dispersiv (J_h) este determinat de variațiile locale de viteză datorate mediului poros, care conduc la o dispersie mecanică. Acest proces este descris de următoarea ecuație:

$$J_h = -\theta D_h \frac{\partial C}{\partial z}, \quad (4.7)$$

unde D_h este dispersivitatea.

Deoarece D_m și D_h sunt similari la nivel macroscopic, frecvent ei se însumează, rezultând:

$$D = D_m + D_h, \quad (4.8)$$

D fiind *coeficientul de dispersie longitudinală*.

Combinând (4.5), (4.6), (4.7) și (4.8) rezultă fluxul de soluție J_s :

$$J_s = -\theta D \frac{\partial C}{\partial z} + qC. \quad (4.9)$$

Ecuația (4.9) combinată cu ecuația de continuitate $\frac{\partial \theta C}{\partial t} = -\frac{\partial J_s}{\partial z}$ conduce la ecuația generală a transportului într-o dimensiune:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z}. \quad (4.10)$$

Această ecuație evidențiază dependența transportului soluțiilor de difuziune, dispersie și advecție. Atunci când viteza apei în pori este mare, procesul predominant este advecția iar când aceasta viteză este redusă, predomină difuzia.

În cazul transportului soluțiilor *reactive* în sol, în afara proceselor prezentate anterior intervin și interacțiunile dintre soluție și particulele de sol. Aceste

interacțiuni cresc capacitatea de retenție a solului și reduc viteza de deplasare a soluției în mediul poros.

Pentru soluțiile adsorbite ecuația de continuitate este următoarea:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C + \rho S) = -\frac{\partial J_s}{\partial z}, \quad (4.11)$$

unde ρ este densitatea globală a solului. Combinând (4.9) cu (4.11) rezultă:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C + \rho S) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\partial D \frac{\partial C}{\partial z} - qC \right). \quad (4.12)$$

Între concentrația adsorbită și concentrația soluției se poate stabili o relație, descrisă cu ajutorul unei izoterme. O izotermă utilizată este cea a lui *Freundlich*:

$$S = K_f C^n, \quad (4.13)$$

unde S este concentrație adsorbită, C este concentrația soluției, K_f este un coeficient de sorbție iar n este un parametru adimensional.

Un alt model frecvent utilizat este cel al lui *Langmuir*, aceasta pleacă de la următoarele ipoteze:

- adsorbția se desfășoară doar la nivelul unui singur strat la suprafața particulei și procesul nu se poate desfășura sub acest strat;
- toate pozițiile suprafeței de adsorbție sunt echivalente și ele nu pot găzdui decât un singur atom adsorbit;
- capacitatea moleculelor de a fi adsorbite într-o anumită poziție este independentă de starea pozițiilor vecine de pe suprafața de adsorbție.

Ca rezultat, acest model este descris de *izoterma Langmuir*:

$$\theta = \frac{N}{S} = \frac{KP}{1 + KP} \text{ și } K = \frac{k_a}{k_d}, \quad (4.14)$$

unde, P – presiunea, N – numărul de molecule adsorbite, S numărul de poziții de adsorbție, k_a – constantă de adsorbție și k_d – constantă de desorbție.

Plecând de la aceste procese generale ce guvernează transportul contaminanților în zona vadoasă, în condițiile specifice fiecărei zone, se pot imagina o serie de scenarii care pot lua în considerare existența unui mediu poros

omogen sau neomogen și independent de acesta a unui regim de curgere a apei staționar sau tranzitoriu. Situațiile cele mai frecvente sunt caracterizate de existența unui mediu neomogen și a unui regim tranzitoriu determinat de variațiile de alimentare din precipitații, irigații, etc.

În cazul anumitor poluanți, în special a celor biodegradabili (pesticide, hidrocarburi, etc.), procesele descrise trebuiesc cuplate în realizarea unor modele cât mai veridice, cu procesele biologice ce se desfășoară în zona vadoasă.

4.2.2. Transferul contaminanților imiscibili

În timpul curgerii polifazice a fluidelor imiscibile, fiecare fluid are la dispoziție pentru a se deplasa o fracțiune din spațiul poros disponibil. Pentru descrierea deplasării fiecărui fluid s-a definit *permeabilitatea relativă* (K_r) ca raport între permeabilitatea unui fluid aflat la un anumit grad de saturație și permeabilitatea intrinsecă a formațiunii. Permeabilitatea relativă a unui fluid este condiționată de gradul de saturație și de unghiul de contact dintre fluid și faza solidă. Gradul de saturație al unei formațiuni cu un anumit fluid este definit ca raportul dintre volumul de fluid aflat în porii rocii și volumul total al porilor.

Suma gradului de saturație al tuturor fluidelor aflate în porii unei formațiuni (inclusiv aerul), reprezintă 100%. După cum un fluid ocupă o fracțiune mai mică sau mai mare din spațiul poros disponibil, acesta se va deplasa mai greu, sau respectiv mai ușor.

În cazul unui sistem cu două componente apă – petrol, apa este fluidul ce *udă* matricea minerală iar petrolul este fluidul care *nu udă* matricea minerală.

Saturația ireductibilă în apă este determinată de conținutul de apă fixată pe suportul mineral solid, această apă nu participă la curgere. Dacă saturația ireductibilă a apei este depășită, permeabilitatea crește, atingând valoare maximă la saturația totală cu apă (100%).

Pentru petrol, există o *saturație reziduală în petrol* sub care petrolul nu se poate deplasa și permeabilitatea sa relativă este nulă. O mică parte din petrol,

care este solubilă în apă, se poate deplasa odată cu apa, chiar sub saturație reziduală în petrol. Imediat ce saturație reziduală este depășită, petrolul începe să se deplaseze și permeabilitatea lui relativă crește proporțional cu saturația, până la valoare maximă.

Deplasarea fluidelor imiscibile, până în zona de acumulare, se face sub acțiunea potențialului de care acestea dispun. Potențialul total al curgerii fluidelor (Φ) are două componente:

- ❖ potențialul datorat presiunii apei din pori ($\Psi(w)$);
- ❖ potențialul datorat poziției (Z) în care se află în câmpul gravitațional.

$$\Phi = \Psi(w) + Z$$

(4.15)

în care w – umiditatea formațiunilor.

Potențialul curgerii apelor subterane reprezintă energia necesară modificării poziției și condițiilor de presiune ale unei unități de masă în câmp gravitațional.

Să ne reamintim

- comportamentul contaminanților în mediul subteran este în principal legat de miscibilitatea acestora cu apa



4.3. Rezumat

În acest capitol sunt prezentate legile ce guvernează curgerea subterană, atât din punct de vedere al apei cât și a substanțelor contaminate funcție de proprietățile lor



4.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

1) Ecuația cu Darcy descrie:

- Curgerea apei în regim tranzitoriu
- Mișcarea apei în mediul poros în regim staționar
- Nici una din ele

2) Conductibilitatea hidraulică în mediul nesaturat este:

- a. maximă
- b. constantă
- c. variabilă

3) Interacțiunea dintre soluție și sol survine

- a. În cazul soluțiilor reactive
- b. În cazul soluțiilor miscibile
- c. În cazul solurilor impermeabile



4.5. Bibliografie recomandată

Andrews, D.J. & Hanks, T.C., *Scarp degraded by linear diffusion : inverse solution for age*, J.Geophys.Res.90, 10193-208, 1985.

McLean, E. J., Bledsoe, E. B., *Behavior of Metals in Soils*, Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018, 1992.

Tombul, M., *Relationship Between Infiltration Rate and Contaminant Transport in Unsaturated Zone*, Proceedings of the First International Conference on Environmental Research and Assessment, Bucharest, 2003.

Wendroth, O., Koszinski Sylvia, Pena-Yewtukhiv Eugenia, *Spatial Association among Soil Hydraulic Properties, Soil Texture, and Geoelectrical Resistivity*, Vadose Zone J 5:341-355, 2006.

Capitolul 5.

VULNERABILITATEA LA POLUARE A APELOR SUBTERANE



5.1. Introducere

Una din metodele cele mai eficiente prin care se poate anticipa impactul potential al unei activități asupra resurselor de apă subterană, constă în evaluarea gradului de vulnerabilitate al acviferelor. Acesta este dependent de o serie de parametri și proprietăți hidrogeologice specifice.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



5.2. Conținut

În procesul de poluare a apelor subterane participă faza fluidă (gazoasă sau lichidă) și faza solidă (terenul).

Faza fluidă este caracterizată prin: greutatea specifică, vâscozitatea și gradul de miscibilitate cu apa; iar faza solidă prin: porozitate activă și conductivitate.

Pătrunderea poluanților în apa subterană se face prin intermediul zonei vadoase în regim nesaturat și apoi prin filtrație în regim saturat.

Un rol important îl are starea de agregare a poluantului și solubilitatea sa în apă. În general factorii care controlează mișcarea apelor subterane, controlează și mișcarea poluanților în zona nesaturată și în acvifer.

Poluanții solizi pot ajunge în apa subterană sub formă de soluție, prin intermediul unui solvent (în general apa) sau sub formă de particule fine. Poluanții fluizi ajung în acvifer antrenați de apa infiltrată.

5.2.1. Factorii naturali care influențează procesele de poluare a apelor subterane

Aceștia sunt:

- coeficientul de conductivitate din legea lui Darcy care exprimă atât proprietățile fazei solide (granulometrie, porozitate, morfologia particulelor, temperatură, etc.) cât și proprietățile fazei lichide (densitate, vâscozitate, etc.);
- dispunerea și continuitatea stratelor din care este format mediul geologic, grad de neomogenitate, anizotropie, prezența direcțiilor preferențiale de curgere, etc. Proprietățile fizico-chimice și electrice ale particulelor solide influențează difuzia moleculară;
- poziția și caracteristicile hidrogeologice ale acviferului. Grosimea sa poate influența gradul de poluare – un acvifer mai gros este caracterizat în general de diluții mai mari. Caracteristicile hidraulice – direcția de curgere, gradientii hidraulici, influențează puternic gradul de poluare;
- condițiile de alimentare și de drenare naturale ale acviferului pot favoriza sau nu poluarea. Legătura cu apele de suprafață din zonă, infiltrarea precipitațiilor, drenarea, pot favoriza sau nu contaminarea apelor subterane.

5.2.2. Factorii antropici care influențează poluarea apelor subterane

- orice activitate industrială presupune consum de apă, instalații de captare, tratare, distribuție, epurare, după caz. În general se admite că o rețea de apă perfect etanșă este foarte costisitoare, drept urmare, în mod frecvent, au loc pierderi lichide sau gazoase datorită neetanșetății. Există măsurători pentru rețelele de apă orășenești, care arată că în unele țări foarte dezvoltate industrial și tehnologic, aceste pierderi reprezintă 5 – 10% dar, în alte țări, ele

pot ajunge la 20 – 50%. Este de presupus că pierderile de apă de pe platformele industriale sunt mai mici decât cele din rețelele orășenești, datorită lungimii mai mici a rețelelor, supravegherii și întreținerii mai facile.

Aceste pierderi de apă se pot infiltra în teren producând variații ale nivelelor piezometrice și deci modificări ale direcțiilor de curgere, condițiilor de alimentare, etc.

- Construcțiile hidrotehnice influențează întotdeauna regimul natural al apelor subterane limitrofe în diverse moduri, caracteristice fiecărei tip de lucrare (baraj, lac de acumulare, regularizare, diguri, etc.). Captările de apă subterană influențează în general în mod direct propagarea poluanților prin creșterea gradientilor hidraulici, acestea fiind cu predilecție afectate de poluare.

În mod practic factorii care sunt luați în considerare pentru estimarea gradului de vulnerabilitate sunt următorii:

- adâncimea nivelului hidrostatic;
- coeficientul de conductivitate hidraulică;
- influența proceselor de absorbție;
- gradientii hidraulici;
- distanța între sursa de poluare și zona cercetată.

Grade de vulnerabilitate

Luând în considerație influența factorilor, se pot distinge trei grade de vulnerabilitate a mediului la producerea fenomenelor de poluare:

- *Vulnerabilitate scăzută,*
- *Vulnerabilitate medie,*
- *Vulnerabilitate ridicată.*

Vulnerabilitatea scăzută - caracterizează acviferele care au în acoperiș strate cu permeabilitate foarte mică, practic impermeabile sau strate permeabile, dar cu proprietatea de a reține poluanții. Stratele impermeabile sunt argilele, marnele sau alte depozite cu permeabilitate cel puțin egală cu a acestora, dispuse în strate cu dezvoltare continuă, neafectate de accidente rupturale și care au o grosime de cel puțin 1 m; proprietățile lor se păstrează dacă sunt acoperite de soluri cu umiditate permanentă și dacă sunt evitate excavațiile.

În cazul stratelor acoperitoare permeabile dar cu proprietăți de reținere a substanțelor poluante, la nivelurile cele mai ridicate ale apei în subteran, trebuie să rămână o grosime minimă de strat care să asigure reținerea poluanților astfel:

- 2,5 m în cazul nisipurilor fine, a nisipurilor slab consolidate sau în cazul unor depozite cu permeabilitate mică;
- 4,0 m în cazul nisipurilor medii și grosiere cuarțifere sau în cazul altor depozite ce nu au permeabilitate mare

Vulnerabilitate medie - considerată atunci când depozitele acoperitoare menționate mai sus au grosimi inferioare valorilor precizate, având un rol suficient de important în ceea ce privește reținerea poluanților ce ar pătrunde în acvifer.

Vulnerabilitate ridicată - considerată atunci când stratele acoperitoare lipsesc sau dacă grosime lor este mai mică decât cea precizată anterior, iar acviferul este astfel alimentat încât apa subterană nu are asigurată o purificare prin autoepurare.

5.2.3. Gradul de vulnerabilitate evaluat prin metoda DRASTIC

DRASTIC este un model semicantitativ, dezvoltat de US Environmental Protection Agency în anii '80 în scopul evaluării potențialului de poluare al acviferelor (Aller et. al. 1987). Acest model include o serie de parametri hidrogeologici variați, ai căror caracteristici fizice pot afecta calitatea apelor subterane.

Acești parametri sunt:

- Adâncimea nivelului hidrostatic (**D**epth to water table);
- Alimentarea acviferului (**R**echarge);
- Caracteristicile mediului acvifer (**A**quifer Media);
- Caracteristicile solului (**S**oil Media);
- Topografia zonei – panta (**T**opography);
- Caracteristicile zonei vadoase (**I**mpact of the Vadose Zone);
- Conductivitatea hidraulică (Hydraulic **C**onductivity).

Fiecărui parametru i se atribuie un punctaj între 1 și 10, funcție de condițiile locale. Valorile mari corespund unei vulnerabilități ridicate. După stabilirea acestor valori pentru fiecare parametru, ele se multiplică cu un factor (între 1 și 5) dependent de importanța aceluia parametru față de vulnerabilitatea acviferului. Prin însumarea valorilor obținute se obține un *indice* a cărei expresie este:

Indice DRASTIC = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + Irlw + CrCw, unde:

Dr = Punctaj acordat funcție de adâncimea nivelului hidrostatic;
Dw = Factor de multiplicare acordat adâncimii nivelului hidrostatic;
Rr = Punctaj acordat funcție de alimentarea acviferului;
Rw = Factor de multiplicare acordat alimentării acviferului;
Ar = Punctaj acordat funcție de caracteristicile mediului acvifer;
Aw = Factor de multiplicare acordat caracteristicilor mediului acvifer;
Sr = Punctaj acordat funcție de caracteristicile solului;
Sw = Factor de multiplicare acordat caracteristicilor solului;
Tr = Punctaj acordat funcție de topografie (pantă);
Tw = Factor de multiplicare acordat topografiei;
Ir = Punctaj acordat funcție de caracteristicile zonei vadoase;
Iw = Factor de multiplicare acordat caracteristicilor zonei vadoase;

Cr = Punctaj acordat funcție de conductivitatea hidrolică

Cw = Factor de multiplicare acordat conductivității hidrolice.

Punctajele și ponderile acestor parametrii sunt:

Adâncimea nivelului hidrostatic	
Adâncimea (m)	Coeficient DRASTIC
< 5	10
5 – 10	8
10 – 15	6
15 – 20	4
> 20	1

Alimentarea acviferului	
Adâncimea (mm/an)	Coeficient DRASTIC
0 – 50	1
50 – 100	3
100 – 175	6
175 – 250	8
> 250	9

Caracteristicile mediului acvifer	
Tip	Coeficient DRASTIC

Șist argilos	1 – 3
Rocă magmatică/metamorfică	2 – 5
Rocă magmatică/metamorfică alterată	3 - 5
Gresie și calcar stratificat cu intercalații argiloase	5 - 9
Gresie masivă	4 – 9
Calcar masiv	4 - 9
Nisip și pietriș	4 – 9
Bazalt	2 - 10
Calcar carstificat	9 - 10

Caracteristicile solului	
Tip	Coeficient DRASTIC
Strat subțire sau absent	10
Pietriș	10
Nisip	9
Turbă	8
Agregate argiloase, umplutură	7
Lut nisipos	6
Lut	5
Praf argilos	4
Argilă nisipoasă	3
Sol organic, vegetal	2

Argilă	1
--------	---

Topografia Zonei	
Pantă (%)	Coeficient DRASTIC
0 - 2	10
2 – 6	9
6 – 12	5
12 – 18	3
> 18	1

Conductivitatea hidraulică	
Conductivitate (m/zi)	Coeficient DRASTIC
< 1	1
1 – 5	2
5 – 20	4
20 – 50	6
50 - 100	8
> 100	10

Caracteristicile zonei vadoase	
Tip	Coeficient DRASTIC
Strat impermeabil	1
Silt / argilă	2 – 6
Șist argilos	2 - 5
Calcar	2 – 7

Gresie	4 – 8
Gresie și calcar stratificat cu intercalații argiloase	4 - 8
Nisip și pietriș cu intercalații prăfoase și argiloase	4 – 8
Rocă magmatică/metamorfică	2 – 8
Nisip și pietriș	6 – 9
Bazalt	2 – 10
Calcar carstificat	8 - 10

Factori de multiplicare DRASTIC

Parametru	Factor de multiplicare
Adâncimea nivelului hidrostatic	5
Alimentarea acviferului	4
Caracteristicile mediului acvifer	3
Caracteristicile solului	2
Topografia zonei	1
Caracteristicile zonei vadoase	5
Conductivitatea hidraulică	3

Grade de vulnerabilitate funcție de valorile indicelui DRASTIC

	Grade de vulnerabilitate a acviferului			
	Scăzută	Moderată	Ridică	Foarte ridicată
Indice DRASTIC	1 – 100	101 – 140	141 – 200	> 200

Aplicație – Evaluarea vulnerabilității la poluare, prin metoda DRASTIC a acviferului freatic din zona industrială Pantelimon

Parametrul evaluat	Coeficientul obținut	Factor de multiplicare specific parametrului	Valoare finală
Adâncimea NH (5 – 15 m)	9	5	45
Alimentarea (50 – 100 mm/an)	3	4	12
Mediul acvifer (nisip, pietriș)	8	3	24
Sol (Praf argilos)	4	2	8
Pantă (0 – 2%)	10	1	10
Conductivitate hidraulică (50 – 100 m/zi)	8	3	24
Zona vadoasă (prafuri, argile)	3	5	15
Valoare indice DRASTIC	138		

Valoarea obținută pentru acest indice, încadrează acviferul în categoria de acvifere freatice cu vulnerabilitate moderată (101 - 140).

Această metodă de evaluare, bazată pe metoda DRASTIC, este în general folosită pentru regiuni mai extinse. Utilizarea ei la nivelul acviferului studiat conduce la obținerea unor rezultate cu caracter orientativ. O evaluare mai precisă poate fi făcută ținând seama și de alte particularități ale sistemului acvifer, ce nu sunt cuprinse în schema de evaluare a metodei DRASTIC.

Din analiza datelor ce caracterizează hidrostructura, putem diferenția două situații particulare, care în același timp determină și grade diferite de vulnerabilitate la poluare a acviferelor. Depozitele complexului lacustru (argilo-marnos), de vârstă Pleistocen mediu, constituie un ecran impermeabil, despărțitor pentru cele două complexe acvifere bine individualizate:

- *complexul superior al acviferelor localizate în Nisipurile de Mostiștea și Pietrișurile de Colentina;*
- *complexul inferior localizat în Stratele de Frățești.*

Confirmarea influenței ecranului despărțitor dintre cele două complexe acvifere și deci slaba legătură hidrolică dintre acestea, este dovedită de depresionarea cu cca. 60 m a nivelului piezometric din complexul inferior datorită exploatării acviferului. În acest timp nivelul piezometric al complexului superior rămâne practic neschimbat.

În afara celor două structuri acvifere menționate, în complexul argilo-marnos există un acvifer multistrat, cu o dezvoltare spațială preponderent lenticulară (datorată structurii litologice de tip “încrucișat” a acestui complex), format din 3 – 10 strate acvifere (**Fig. 3.12**). Acestea au grosimi variind între 1 – 13 m, prezintă frecvente efilări iar granulometria rocii colectoare este predominant fină (nisipuri fine sau argiloase, prăfoase, mai rar nisipuri medii – grosiere).

Caracteristicile primului complex acvifer - adâncimea redusă a nivelului hidrostatic și deci o grosime redusă a zonei vadoase, conductivitățile hidrolice mari, alimentarea generală de tip pluvial (în mică măsură din orizontul sub presiune, prin drenanță) – determină un grad mediu spre ridicat de vulnerabilitate la poluare a acestuia. Alimentarea acviferului freatic prin infiltrații din precipitații

(reprezentând după cum s-a arătat 31% din totalul scurgerii) precum și adâncimea redusă a nivelului hidrostatic în zonele de luncă (cca. 2 m) determină o vulnerabilitate mare la poluare a apelor subterane freatice în aceste zone. La aceste elemente se adaugă și granulația medie și mare specifică acestor depozite de luncă (nisipuri și pietrișuri de lunca, de vârstă Holocen superior), ce determină o dinamică accentuată a apelor pe verticală. Aceste viteze mari de infiltrare sunt în detrimentul desfășurării unui proces complet de autoepurare în zona vadoasă.

În zonele interfluviale, datorită prezenței în acoperișul acviferului freatic a depozitelor loessoide, de vârstă Pleistocen superior – Holocen, caracterizate de granulație fină (0,063 – 0,004 mm), dinamica verticală este mult mai redusă. În consecință timpul de tranzit al unei particule potențial poluate, între suprafața topografică și nivelul hidrostatic (situat în aceste zone la adâncimi de 5- 8 m) asigură un grad mai ridicat de decontaminare în zona vadoasă. Astfel se poate considera că în zonele interfluviale gradul de vulnerabilitate a acviferului este mai redus; zona vadoasă, prin caracteristicile sale specifice, constituind un element de protecție.

Domeniul de descărcare a acviferului freatic îl constituie rețeaua hidrografică, ea alimentează orizontul acvifer numai în situații rare în care râurile au nivele foarte ridicate, moment în care apele de suprafață pot constitui surse difuze de poluare pentru acviferul freatic.

Între acviferul freatic și acviferul sub presiune inferior (de Mostiștea), există legături hidraulice la scară locală, aceste legături sunt cauzate fie de lipsa complexului argilelor intermediare din acoperișul acviferului de Mostiștea, fie de numeroase foraje abandonate, executate la construirea metroului, care au pus în legătură cele două acvifere. Aceste legături existente au afectat calitatea apelor din acviferul de Mostiștea, fapt pus în evidență în numeroase probe prelevate. Singurul orizont acvifer caracterizat printr-o calitate superioară a apelor la nivel general, proprie exploatării lor fără necesitatea unor tratări suplimentare, este cel localizat în depozitele psamo - psefitice, de vârstă Pleistocen inferior, ale

complexului de Frătești. Complexului argilo – marnos cu grosimi între 30 – 150 m din acoperișul orizontului acvifer de Frătești constituie un ecran de protecție față de orizonturile superioare. Se consideră ca o legătură prin drenanță între acest acvifer inferior și cele superioare este foarte redusă, fapt ce determină o “conservare” a calității apelor la acest nivel. Întregul complex de elemente ce caracterizează orizontul acvifer de Frătești - prezența unui strat impermeabil cu grosimi semnificative în acoperiș, adâncimea la care este localizat, plasarea domeniului de alimentare în afara zonei urbane – determină o vulnerabilitate scăzută la poluare a acestuia.

Să ne reamintim

Una din cele mai eficiente metode de evaluarea a vulnerabilității la poluare este metoda DRASTIC, aplicând această metodă se obține o încadrare în 4 clase de vulnerabilitate. Aplicarea metodei se pretează la evaluarea acviferelor freatice.



5.3. Rezumat

Vulnerabilitatea la poluare a acviferelor este direct corelată cu o serie de factori, cei mai relevanți dintre aceștia sunt: adâncimea nivelului hidrostatic, alimentarea acviferului, caracteristicile pedologice și petrografice ale terenului (textură, structură, compoziție etc), topografia zonei, conductivitatea hidraulică și alte caracteristici ale zonei vadoase.

Evaluarea vulnerabilității permite adoptarea celor mai bune soluții în desfășurarea unor activități generatoare de impact asupra mediului geologic sau chiar impunerea unor restricții de utilizare a terenului.



5.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

1) DRASTIC evidențiază:

- a. Vulnerabilitatea la poluare a acviferelor
- b. Incarcarea solului cu nutrienți
- c. Gradul de eutrofizare al apelor de suprafață

- 2) Din punct de vedere al adâncimii nivelului hidrostatic, se apreciază că o valoare foarte redusă determină:
- a. O vulnerabilitate la poluare ridicată
 - b. O vulnerabilitate la poluare redusă
 - c. Nu există o astfel de dependență
- 3) Din punct de vedere al topografiei terenului, se apreciază că o accentuată determină:
- a. O vulnerabilitate ridicată
 - b. O vulnerabilitate mai scăzută
 - c. Nu există o astfel de dependență
- 4) Ce tip de acvifere este mai vulnerabil la poluare?
- a. Captive (sub presiune)
 - b. Freatice
 - c. Carstice



5.5. Bibliografie recomandată

Liteanu, E., Ghenea, C., *Cuaternarul din România*, C.G. – St.e. Seria H 1, București, 1966.

Mănescu, M. Dimache, A., *Poluarea apelor subterane – studii de caz*, Editura Orizonturi universitare, Timișoara, 2002.

Scrădeanu, D, Gheoghe, Al., *Hidrogeologie generală*, Editura Universității din București, 2007

Capitolul 6.

COMBATAREA POLUĂRII, REFACEREA MEDIULUI GEOLOGIC



6.1. Introducere

Fie în urma încetării unei activități economice fie la schimbarea destinației unui teren, adesea apare necesitatea adoptării unor măsuri de decontaminare a solului și a apelor subterane. În procesul de luare a acestor decizii un loc important îl ocupă componenta economică - costurile diferitelor tehnologii posibile, randamentul lor. Acest capitol descrie principalele metode folosite la nivel mondial pentru decontaminarea mediului geologic, detaliind caracteristicile specifice, eventualele avantaje și dezavantaje.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



6.2. Conținut

6.2.1. Criterii pentru stabilirea soluțiilor de combatere a poluării

Un prim pas în vederea selectării unor soluții de combatere a poluării îl reprezintă o foarte bună cunoaștere a sursei. Prevenirea și combaterea poluării nu este posibilă fără adoptarea unor măsuri ce au drept scop reducerea pierderilor de apă și de produse poluante pe platformele industriale.

Dintre acestea putem aminti:

- execuția unor rețele de distribuție a apei cât mai etanșe, cu poziționare și îmbinări bine executate, din materiale rezistente la acțiunea agresivă a substanțelor cu care vin în contact;
- realizarea gropilor de gunoi, a batalurilor și haldelor, a stațiilor de epurare finală și a stațiilor locale de corectare a calității apelor, în condiții de siguranță.

După cum s-a mai menționat, plecând de la ideea că realizarea unor rețele și instalații perfect etanșe este imposibilă, este necesară adoptarea unor măsuri de evidențiere mai ușoară și de captare imediată, controlată, a pierderilor:

- realizarea unor funduri duble pentru rezervoare sau a saltelelor drenante care să permită colectarea pierderilor;
- ridicarea rețelelor de conducte pe chituci pentru înlesnirea observării și remedierii neetanșeităților.

Protecția mediului și în particular protecția solului și a apelor subterane trebuie să fi parte integrantă a procesului de producție, preocupare indispensabilă pentru funcționarea oricărei activități.

Studiul de impact asupra mediului, al oricărei activități generatoare de impact, trebuie întocmit și actualizat ori de câte ori este necesar, iar cheltuielile necesare pentru remedieri și despăgubiri vor trebui suportate de poluatori.

Soluțiile specifice de prevenire și combatere sunt condiționate de mai multe elemente:

- condițiile hidrogeologice ale amplasamentului: stratificație, coeficienți de conductivitate hidraulică, grosimea și niveluri ale apelor subterane, variații de nivel, etc.;
- natura substanțelor poluante: grad de periculozitate, grad de solubilitate în apă, densitate, măsura în care pot suferi procese de oxidare, reducere, biodegradare, diluție, etc.;
- momentul la care se propun măsurile: poluarea a avut sau nu loc, gradul de extindere al poluării, etc.;
- măsura în care lucrările limitează poluarea la un anumit perimetru controlabil, sau trebuie dezvoltate mai larg, în localități, terenuri proprietate privată, etc.;
- fundamentarea soluțiilor prin studii de teren suficient de extinse, ca și prin studii de laborator pentru anumite elemente specifice;

- fiecare amplasament constituie o problemă unică prin caracteristicile constructive, caracteristicile terenului și ale sursei de poluare, deci soluțiile nu pot fi decât particulare.

6.2.2. Măsuri cu caracter general

Avizele și acordurile de mediu reprezintă un instrument pentru ca asemenea măsuri să fie prevăzute, să fie bine fundamentate și eficiente.

Printre măsurile de combaterea poluării solului se numără:

- impermeabilizarea gropilor de gunoi menajer, a haldelor de deșeuri industriale, a batalurilor de produse petroliere folosind procedeele uzuale: geotextile, geomembrane, ecrane impermeabile din beton, bentonită, etc.;
- promovarea unor tehnologii care să producă un minim de reziduuri care să poată fi eliminate fără poluarea mediului;
- monitorizarea continuă a surselor potențiale de poluare a solului și apelor subterane.

Instituirea zonelor de protecție sanitară în jurul captărilor de ape subterane este o măsură menită să protejeze populația, dar trebuie impusă și pentru a proteja resursele de apă subterană. În forma sa actuală normativul prevede instituirea a trei zone: de protecție cu regim sever, de restricție și de atenționare. Elementul important din punct de vedere al protecției apelor subterane îl constituie zona de atenționare, care se extinde pe aproape toată suprafața bazinului hidrografic.

Cunoscând sursele potențiale de poluare, specifice fiecărui caz concret, pot fi recomandate măsurile generale adecvate, aplicabile încă din faza de construcție sau de exploatare, care să reducă riscurile și consecințele poluării.

6.2.3. Măsuri specifice pentru combaterea și reducerea poluării apelor subterane

Ecranarea prin pereți etanși

Această metodă este folosită în cazul în care zona contaminată nu este foarte extinsă. Principiul metodei este acela de a separa curentul subteran de zona contaminată. Pereții vor fi încastrați în roca impermeabilă.

În cazul poluării cu substanțe nemiscibile cu apa, cu densitate mai mică, ecranul poate fi astfel construit încât să rețină numai poluanții aflați la suprafața apei freatice.

Existența acestor pereți modifică la nivel local spectrul hidrodinamic, determinând o creștere de niveluri în amonte și o scădere în aval de incinta închisă.

O variantă a acestei soluții o reprezintă realizarea unui ecran impermeabil care oprește deplasarea curentului de apă subteran și în consecință a poluantului. În amonte de acest ecran se dispune un șir de puțuri care vor capta apa contaminată care ulterior va fi tratată. Apa tratată va fi injectată în acvifer printr-un al doilea sistem de puțuri situate în aval de ecran.

Pentru construcția acestor ecrane subterane se folosesc: bentonita, betonul, betonul în amestec cu polimeri, funcție de compatibilitatea acestor materiale cu substanțele poluante.

Izolarea hidraulică

O altă metodă de izolare a unei zone contaminate o constituie amplasarea unui puț de extracție în aval de această zonă. Prin denivelarea pe care o realizează acest puț se modifică spectrul hidrodinamic, limitându-se avansarea frontului poluat.

Folosirea unei perechi de puțuri (extracție – injecție) constituie o soluție mai sigură. Este o soluție frecventă, aplicată în special în cazul poluării unor zone cu

extindere redusă. Principiul acestei metode este crearea și menținerea unui curent subteran cu circuit închis care să nu permită propagarea poluantului în exteriorul liniilor de curent marginale.

Această „izolare” este realizată cu ajutorul unor perechi de puțuri de extracție – injecție. Iau astfel naștere niște linii de curent închise determinate de acțiunea grupurilor de foraje. Amplasarea puțurilor se face astfel încât linia formată de ele să fie paralelă cu direcția generală de curgere a apelor subterane. Puțul de injecție va fi amplasat în amonte de zona poluată, iar puțul de extracție în aval de aceasta.

Sisteme de drenaj

Puțuri

Soluția de drenaj cu puțuri este recomandată în cazul acviferelor cu grosimi mari, astfel încât dintr-un puț să se poată extrage, fără pericol de înnisipare, un debit suficient de mare pentru a crea gradientii hidraulici necesari și raze de influență cât mai mari.

Soluția reprezintă o bună variantă pentru rețelele și construcțiile deja existente. În funcție de rezultatele obținute se poate avea în vedere îndesirea rețelei de puțuri. Această soluție este indicată pe platformele industriale în funcțiune, cu o densitate ridicată a instalațiilor și a construcțiilor.

În funcție de proprietățile substanțelor poluante și de condițiile hidrogeologice se pot utiliza următoarele variante:

În cazul poluanților miscibili cu apa, puțurile de extracție se pot amplasa în zonele cu concentrații mari sau sub forma unor șiruri de puțuri, de regulă la limita din aval a platformei industriale. Denivelările formate modifică spectrul hidrodinamic, până de poluant fiind astfel izolată și captată. În puțurile de injecție se poate introduce apa, fie pentru creșterea diluțiilor, fie pentru controlul gradientilor, sau abur și solvenți care să ajute la antrenarea mai rapidă a contaminanților.

În cazul poluanților nemiscibili cu apa și cu densități mai mici decât aceasta (hidrocarburile) din puțuri se extrage un amestec de apă și poluant care apoi se separă. Se pot folosi în puțurile respective două pompe, una care are sorbul în stratul de poluant și celălalt care extrage apa.

Drenuri

Folosirea drenurilor este în general recomandată în cazul straturilor acvifere cu grosimi mici și cu adâncimi mici ale nivelului hidrostatic. Această soluție permite un mai bun control al nivelelor apei, iar pericolul de colmatare este mai redus decât în cazul puțurilor, deoarece debitele specifice captate sunt mai mici. Execuția drenurilor necesită spații mai mari, dar poate fi făcută etapizat.

Funcție de suprafața supusă protecției sistemele de drenaj se pot amplasa în anumite poziții (în aval, perimetral sau sistematic – pe întreaga suprafață). Determinarea poziției optime se face prin calcule de prognoză asupra nivelurilor apei subterane, pentru diferite amplasamente ale lucrărilor, diferite procente de pierderi estimate din debitele vehiculate, funcție de adâncimea apei subterane.

Datorită dificultăților de ordin tehnic și organizatoric pe care le presupune executarea unei rețele de drenuri pe o platformă industrială sau în zonele urbane, precum și costurilor foarte ridicate, s-a extins în ultimii ani utilizarea forajului orizontal dirijat.

Procedeul de foraj orizontal dirijat cuprinde două etape tehnologice consecutive:

- etapa inițială, a *forajului pilot*, cuprinde forarea terenului, presarea laterală a materialului grosier și fixarea acestuia în pereți prin crusta fluidului de foraj utilizat, spălarea și evacuarea materialului fin odată cu suspensia de bentonită;
- etapa finală, a *forajului de lărgire*, cuprinde retragerea la punctul inițial, de plecare, a tijelor de forare, la care se atașează un dispozitiv lărgitor concomitent cu introducerea și pozarea obiectivelor dorite.

Instalarea conductelor orizontale prin tehnologia forajului direcțional prezintă o serie de avantaje din care amintim:

- elimină transportul și depozitarea materialului rezultat în urma folosirii procedeelor tradiționale de pozare;
- permite instalarea conductelor și cablurilor în orice anotimp;
- asigură pozarea obiectivelor subterane pe orice tip de teren;
- structura solului deasupra zonei forate nu este modificată;
- funcționează eficient în zone saturate și nesaturate din orice tip de teren;
- este adaptabil pentru orice condiții de poluare și aplicabilă la recuperarea oricărui tip de poluant de interes economic;
- se pot executa forări în curbă care pot ajunge în centrul zonei contaminate, este posibilă decontaminarea precisă și completă prin folosirea filtrelor și a dispozitivelor de scurgere și aspirare;
- asigură o rentabilizare mare economică prin reducerea costurilor datorită vitezei mari de construcție;
- subtraversarea rutelor de circulație nu implică întreruperea traficului.

Este necesară o bună cunoaștere a caracteristicilor terenului pentru stabilirea tipului de aparatură și de conducte.

Una dintre aplicațiile forajului dirijat este amplasarea conductelor filtrante. Prin această tehnică poate fi drenată apa, produsele petroliere, gaze, vapori.

Domeniile în care se poate aplica această tehnică sunt:

- combaterea poluării subterane în zona de impact a depozitelor de deșeuri;
- recuperarea produselor petroliere, infiltrate în subteran, din zona rafinăriilor, a conductelor uzate, etc.;
- puțuri de apă executate în condiții hidrogeologice mai dificile;
- foraje de extracție a gazelor și petrolului;
- conducte marine.

6.2.4. Alte metode de combatere a poluării apelor subterane

După cum a mai fost menționat, în subteran au loc o serie fenomene fizico-chimice care întârzie și reduc poluarea (sorbția, biodegradarea, reacțiile de oxido-reducere, precipitarea).

Metodele precizate în continuare se bazează pe astfel de fenomene, ele favorizând condițiile în care acestea se produc mai eficient.

Metode termice

Prin injectarea aburilor, introducerea conductelor de apă caldă sau prin unde radio se ridică temperatura mediului poros. Astfel unii poluanți sunt remobilizați și trec în forme mai ușor de recuperat, prin modificarea solubilității și vâscozității.

Un dezavantaj al acestei metode este prețul de cost ridicat, precum și posibilitatea distrugerii unor microorganisme din sol, cu efecte negative asupra conținutului de substanță humică din sol.

Bariere reactive

Reprezintă o alternativă economică la metodele de pompare la suprafață și tratare a apelor subterane.

Mișcarea apelor este dirijată cu ajutorul unor ecrane impermeabile către porțile de tratare. Aceste porți subterane au permeabilitate mare și sunt realizate din celule ce conțin substanțe chimice care reacționează cu poluanții și pot fi schimbate când se epuizează.

Metode chimice și biologice de tratare „in situ”

Constau în introducerea în subteran a unor substanțe care reacționează cu poluanții. Astfel pot fi inițiate reacții de oxidare sau reducere a unor poluanți. Oxidarea se poate realiza în prezența ozonului, permanganatului de potasiu sau a hidrogenului, iar reducerea în prezența dioxidului de sulf, sulfiților, fierului metalic, zincului și sulfatului feros.

Asocierea acestor metode cu tratarea biologică duce la o mărire a eficienței lor. Acestea se aplica mai ales în zona vadoasă.

Spălarea mediului poros

Se utilizează pentru depoluarea solului și antrenarea poluanților către lucrările de captare. Se introduc astfel substanțe care reduc tensiunile superficiale, măresc solubilitatea și micșorează vâscozitatea, favorizând recuperarea poluanților. Astfel se folosesc metanolul, acetonele sau detergenții.

Bioremedierea

Această complex de procedee are drept principiu general transformarea poluanților organici în urma activității microorganismelor, în substanțe inofensive. Procesul poate fi accelerat prin introducerea de oxigen, nutrienți, microorganisme, etc.

O variantă a acestei metode implică și barbotarea – introducerea aerului sub presiune sub nivelul apei subterane.

6.2.5. Măsuri specifice pentru combaterea și reducerea poluării solului

Din punctul de vedere al protecției mediului, sistemul sol – acvifer este abordat în general în mod integrat, mare parte din sursele de poluare și substanțele poluante fiind comune. Cu toate acestea măsurile de reducere a poluării și de remediere a calității sunt în general specifice. Această specificitate este determinată în primul rând de o trăsătură, fundamental diferită, ce caracterizează cele două medii – **mobilitatea**.

În timp ce apa subterană este caracterizată de o dinamică foarte accentuată, putând atinge viteze de zeci sau chiar sute de metri pe zi (funcție de conductivitățile hidraulice ale mediului poros și de gradientul hidraulic), solul este un mediu fără o dinamică evidentă în spațiu.

Datorită acestei diferențe, majoritatea tehnicilor de remediere a calității și de reducere a gradului de contaminare sunt bazate pe principii diferite. După cum

a fost arătat, majoritatea soluțiilor ce vizează apa subterană se bazează tocmai pe caracterul său dinamic, pe capacitatea sa de a se deplasa, în virtutea existenței unor gradienti hidraulici. Metodele de remediere se bazează în general pe bariere, pompări, drenuri care modificau spectrul hidrodinamic, în scopul izolării, volumului de apă contaminat și evacuării acestuia către o stație de epurare. La modul general, aceste metode ar putea fi considerate *metode dinamice*. Alături de acestea mai există unele tehnici al căror principiu de acțiune nu este bazat în așa mare măsură pe dinamica acviferului. Acestea sunt metodele chimice, biochimice și biologice (inducerea unor procese de oxidare, reducere precum și bioremediere în sens mai larg. Unele din aceste metode, ca principiu, pot fi aplicate și pentru remedierea calității solului.

Principalele metode de remediere a calității solului pot fi grupate astfel: *remediere biologică* (fitoremediere, utilizarea bacteriilor, etc.), aplicabilă pentru gudroane, hidrocarburi, pesticide, fenoli, cetone, esteri, metale grele, etc.; *remedierea electrodialitică*, aplicabilă în principal în cazul metalelor grele; remedierea prin *curățare cu ajutorul gazelor* folosită pentru solvenți organici, solvenți clorurați.

Datorită metodelor foarte numeroase de remediere a solului, selectate în primul rând în funcție de natura poluantului, vor fi prezentate în continuare numai cele utilizate în cazul contaminării cu metale grele.

Fitoremedierea

Unele specii de plante tolerează concentrații mari de metale în sol, mai mult, înmagazinează în țesuturile lor aceste metale (*fitoextracție*). Utilizarea acestor plante pe zone extinse presupune o infrastructură agricolă iar timpul necesar decontaminării este de obicei de ordinul ani – zeci de ani.

Fitoremedierea ca măsură de curățare a solului este eficientă dacă grosimea solului contaminat nu depășește 0,9 – 1 m și nivelul hidrostatic nu are

o adâncime mai mare de 3 - 4 m. Acest tip de remediere se poate aplica cu succes în cazul solurilor cu o contaminare moderată, pe arii extinse.

Pentru ca o specie de plante să poată fi folosită în fitoremedierea solurilor contaminate cu metale, trebuie să îndeplinească următoarele condiții:

- să aibă capacitatea de a extrage metalele din sol;
- să producă suficientă biomasă, care să înmagazineze o cantitate cât mai mare de metale;
- să nu înmagazineze metalele predominant în sistemul radicular datorită costurilor și problemelor legate de recoltare;
- dacă este posibil specia să aibă o selectivitate pentru anumite metale, extrăgându-le preferențial pe cele cu grad mai mare de toxicitate.

Produsele finale ale acestei tehnici sunt plantele, ușor de întreținut și de recoltat, cu o biomasă bogată, conținând un procentaj ridicat de metale grele.

Cel mai comun procedeu de tratare a masei vegetale îmbogățită în metale grele este *incinerarea controlată*. În urma acesteia rezultă o cenușă bogată în metale grele. În prezent se studiază posibilitatea de recuperare a metalelor din aceste produse de ardere.

Calcululele specialiștilor (Ekkehard Petzold, Eva M. Lüring, Fred J.A. Daniels, 2000) au arătat că pentru unele terenuri, plantele au nevoie de mai mult de 100 ani pentru reducerea concentrației de metale până la un nivel acceptabil. Un avantaj al acestei metode este și costul redus pe care-l presupune. Costurile totale estimate pentru fitoextracție sunt de cca. 150.000 – 200.000 \$/ha sau cca. 80 – 100\$/m³ de sol contaminat.

O categorie de fitoremediere ce se poate aplica în mod eficient pentru decontaminarea apelor subterane este *rizofiltrarea*. Acest tip de fitoremediere se poate desfășura *in situ* - o condiție este localizarea apei subterane în rizosferă. O altă variantă este pomparea apei subterane contaminate într-un teren cu un bogat sistem radicular. Acesta oferă o arie extinsă de absorbție a metalelor din sol și apă.

Această metodă prezintă și unele limitări de care trebuie să se țină seama în momentul în care se optează pentru utilizarea ei:

- intervalul lung de timp necesar pentru remediere;
- tratamentul limitat la o grosime de 1 m de sol contaminat și o adâncime a nivelului hidrostatic de 3 – 4 m;
- condițiile climatice sau hidrologice ale zonei pot reduce rata de creștere a plantelor utilizate;
- necesitatea modificării suprafeței supuse tratamentului în vederea prevenirii inundațiilor sau eroziunii;
- elementele contaminante pot pătrunde în lanțul trofic prin intermediul animalelor sau insectelor ce se hrănesc cu masa vegetală;
- necesitatea utilizării amendamentelor de sol pentru facilitarea desfacerii legăturilor dintre elemente și particulele de sol.

Remedierea electrocinetică a solurilor contaminate cu metale grele

Tehnica de remediere electrocinetică este o metodă relativ nouă de tratament a solurilor contaminate. Ea constă în îndepărtarea contaminanților (metale grele) prin introducerea unui curent electric în mediul poros (având chiar permeabilitate scăzută). Domeniul de aplicare al acestei tehnici este limitat datorită costurilor destul de ridicate determinate de consumul ridicat de curent.

În practică există unele căi ce cresc eficiența acestui proces electrocinetic. Dintre acestea amintim: aplicarea unor membrane de schimb ionic, pre-tratarea chimică a solului poluat. Când această pre-tratare este aplicată solul este amestecat cu o soluție apoasă și apoi este introdus într-un container protejat în care este amplasat un șir de electrozi. Dacă se urmărește înlăturarea metalelor grele din sol, în faza de pre-tratare, în acesta se adaugă acizi anorganici.

În etapa următoare, prin introducerea unui curent electric, metalele sunt înlăturate din sol prin migrare către electrozi. În practică s-a observat că se poate

obține o reducere a consumului de curent dacă această metodă se combină cu o spălare prealabilă a solului cu o cantitate mare de apă.

Datorită variabilității foarte mari a caracteristicilor sursei de poluare și a zonei poluate, tehnicile de remediere și de combatere sunt foarte numeroase. În cele mai multe situații se folosesc metode combinate în scopul adaptării efortului de îndepărtare a agentului contaminant sau de reducere a concentrației sale la particularitățile fiecărui caz.

Remedierea calității solurilor prin spălare cu soluții acide

Metalele grele pot fi îndepărtate din sol prin “spălare” cu o soluție de clorură de calciu acidifiată. Această soluție este recomandată în cazul solurilor cu textură fină.

Extracția chimică poate fi un tratament eficient în vederea înlăturării definitive a metalelor grele din solurile contaminate. Principalii reactivi folosiți sunt acizii și compușii chelatici (Papassiopi et al. 1998 și 1999).

Datorită utilizării unor soluții acide, această tehnică nu este utilă decât în cazul solurilor cu un conținut scăzut de carbonat de calciu.

Inactivarea metalelor din sol prin utilizarea zeoliților naturali

Unele tehnici de remediere (schimbarea solului vegetal, bioremedierea, utilizarea procedeelor de curățare, spălare cu agenți chimici) pot presupune costuri însemnate, sau chiar modificarea caracterelor orizonturilor de sol. O metodă care nu prezintă aceste neajunsuri ar putea fi utilizarea zeoliților naturali, datorită capacității lor remarcabile de schimb ionic. Astfel, unii zeoliți naturali sau modificați pot absorbi metalele din sol (în special Pb și Cd) fără a afecta fertilitatea solului. Elementele de care depinde comportamentul acestui grup de minerale în acțiunea lor de remediere sunt, pH, concentrațiile inițiale ale contaminanților,

eventualele tehnici de pre-tratament utilizate, dimensiunile granulelor de zeoliți folosite, etc.

În fiecare caz, metodele enumerate se fundamentează în urma unor testări riguroase de laborator și utilizării unor stații pilot care să reproducă cât mai fidel detaliile zonei contaminate. Această etapă este justificată de faptul că, datorită multitudinii elementelor definitorii (condiții geomorfologice, geologice, pedologice, climatice, caractere ale sursei de poluare, etc.), fiecare scenariu are un caracter particular, iar abordarea sa se face în funcție de aceste particularități.

6.2.6. Atenuarea naturală monitorizată

O altă variantă de reducere a poluării solului și apelor subterane tot mai frecvent acceptată și promovată la nivel mondial, este atenuarea naturală monitorizată (ANM).

E.P.A. definește ANM ca *o diversitate de procese fizice, chimice și biologice care, în condiții favorabile, fără intervenția umană, reduc masa, toxicitatea, mobilitatea, volumul sau concentrația poluantului, în terenuri sau ape subterane.*

Aceste procese, desfășurate *in situ*, includ biodegradarea, dispersia, diluția, sorbția, volatilizarea, stabilizarea chimică sau biologică, transformarea sau distrugerea poluantului.

În multe cazuri fezabilitatea strategiei de ANM depinde de scopul final: mai strict – reducerea poluantului până la concentrațiile maxime admise; sau mai puțin strict – prevenirea extinderii penei de poluant.

Inițial (1995) ANM a fost folosită ca soluție de remediere pentru poluarea cu benzen, toluen, etilbenzen, xilen. Mai recent (2000) ANM a fost propusă pentru solvenți clorurați, *metale grele*, radionuclizi și alți contaminanți pentru care experiența și gradul de cunoaștere al detaliilor este mult mai redus.

Succesul ANM depinde atât de natura poluantului cât și de condițiile zonei studiate. Se recomandă ca nivelul de investigare în vederea adoptării ANM să fie

adaptat complexității pedologice, hidrogeologice și naturii contaminantului. Mediile mai complexe necesită un grad mai ridicat de cunoaștere, necesar și în situația în care atenuarea naturală se desfășoară doar în condiții specifice.

Condițiile geochimice favorizează atenuarea naturală a unor poluanți și o defavorizează pe a altora. Mai mult aceste condiții pot varia în subteran în timp și spațiu.

Adoptarea unei decizii privind alegerea unei anume metode de remediere trebuie să țină seama de următoarele etape:

- identificarea tuturor poluanților prezenți în zonă;
- evaluarea riscului pentru mediu și populație luând în considerare toți poluanții;
- investigarea spectrului hidrodinamic al curgerii subterane;
- estimarea volumului poluanților din zonă;
- analiza proceselor fizice, chimice sau biochimice de degradare sau atenuare a poluanților;
- calcularea duratei proceselor de remediere pentru toate metodele propuse;
- analiza cost-eficiență pentru toate metodele propuse;
- investigarea reacției sociale pentru metodele propuse;
- *alegerea și aplicarea metodei de remediere potrivite.*

Identificarea contaminanților

Poluanții din zona studiată trebuie corect identificați în vederea stabilirii metodelor de degradare sau atenuare și evaluării riscului pentru populație și mediu. ANM nu trebuie aplicată în cazul existenței unor contaminanți nedefiniți.

Identificarea acestor contaminanți se face prin prelevarea și analiza unor probe selecționate relevant.

Evaluarea riscului

Un factor foarte important în procesul de alegere a unei metode de remediere este evaluarea riscului pentru populație, plante, animale precum și pentru alte elemente ale mediului. În această etapă trebuie identificate toate posibilele medii de transport. Contaminantul poate precipita în sol dar există și posibilitatea transformării sale într-o stare de agregare mai mobilă (din lichid sau solid în gaz). În această situație, condițiile de dispersie a poluantului se schimbă radical, ele devenind direct dependente de temperatură, precipitații, regimul vânturilor, etc.

Evaluarea riscului implică analiza mai multor scenarii. Pentru fiecare din aceste cazuri trebuie știut dacă există un impact negativ asupra mediului și populației. Dacă acest impact există, trebuie prevăzută extinderea și probabilitate sa. În final vor fi aplicate doar metodele complet sigure din acest punct de vedere.

Dispersia contaminantului

Structura geologică a zonei este esențială pentru dispersia contaminantului. În unele cazuri compușii chimici se pot propaga foarte repede iar în alte cazuri ei pot stagna timp îndelungat.

Diferite tipuri de contaminanți pot avea diferite tipuri de dispersie, ei pot fi solubili sau insolubili în apă, pot avea densitate mai mare sau mai mică. În majoritatea cazurilor mediul în care se află poluanții este apa subterană. Pentru obținerea oricăror informații referitoare la intensitatea procesului de dispersie este necesară cunoașterea structurii hidrogeologice a zonei. Pe baza acestor informații se poate evalua distribuția poluantului după un interval de timp; sau în cât timp acesta ajunge în receptorii naturali.

Aplicarea ANM se bazează pe o caracterizare detaliată a zonei. Această etapă a investigațiilor poate fi costisitoare, dar realizarea unui model adecvat nu este posibilă în lipsa datelor.

Pana de poluant trebuie monitorizată în scopul evaluării unui eventual proces de atenuare. Această dispersie trebuie controlată deoarece ea poate

conduce substanțele contaminante în receptori ce trebuie protejați. În acest caz ANM nu poate fi o strategie eficientă.

Volumul contaminantului prezent în zonă

Adesea metoda de remediere aleasă este determinată de către concentrația contaminanților. Uneori suprafața poluată sau concentrația poluantului sunt atât de mari încât nici o metodă de remediere activă nu poate fi aplicată sub aspectul cost-eficiență. În general ANM este o metodă care reduce concentrația contaminantului treptat, în timp destul de îndelungat. În timpul procesului de remediere, trebuie urmărită scăderea concentrației contaminantului. În unele situații se pot observa creșteri ale acestei concentrații fără un motiv aparent. În aceste cazuri se pot aplica metode alternative de remediere. În afara biodegradării, o serie de alte procese determină reducerea concentrației (sorbția, diluția, etc.), dar este necesară investigarea impactul acestora asupra potențialilor receptori.

Durata proceselor de remediere

În unele cazuri nu este important intervalul de timp în care se produce decontaminarea unei zone. Dar în situațiile în care destinația ulterioară a zonei (terenuri pentru construcții noi, parcuri, etc) reclamă o perioadă limitată dedicată remedierii, ANM nu poate constitui o metodă acceptabilă datorită timpului îndelungat pe care-l presupune.

Prođuși finali și produși intermediari

În general atenuarea naturală determină transformarea substanțelor toxice în alți compuși. Acești produși finali, în mod frecvent, nu sunt nocivi pentru om și mediu. Totuși, se poate întâmpla ca ei să nu fie total lipsiți de nocivitate, dar dacă aceasta este mai redusă decât cea a substanțelor inițiale se poate considera că procesul de atenuare este eficient.

O altă problemă este cea a eventualilor produși intermediari care pot fi mai nocivi decât cei inițiali. Datorită acestei situații, este necesar ca evaluarea riscului să țină seama de toate aceste elemente.

În unele cazuri un compus chimic, nociv, în urma atenuării naturale, se poate transforma într-o substanță nouă, despre care nu există suficiente informații referitoare la gradul său de risc asupra mediului. Astfel de cazuri nu pot face obiectul ANM.

Atenuarea naturală a poluanților anorganici

În principiu, procesul de atenuare naturală poate fi aplicat și poluanților anorganici (ex. metale grele) cu toate că ei, spre deosebire de poluanții organici, nu pot fi descompuși chimic sau biologic. În anumite condiții metalele grele pot fi imobilizate și în consecință, disponibilitatea lor pentru procesele de transport în subteran este foarte redusă. Procesele geochimice majore ce contribuie la fixarea și localizarea poluanților sunt: sorbția și precipitarea.

Procesele de imobilizare a metalelor grele în sol/sedimente pot fi mediate de activitatea microbiană.

Reacțiile de sorbție ale unor metale dizolvate (Cu, Co, Ni, Zn, etc.) depind de condițiile de pH. Aceste reacții sunt reversive, rezultând o remobilizare a metalelor în momentul scăderii pH. Creșterea pH determină precipitarea Al la suprafața fragmentelor mediului ce formează acviferul.

Astfel, în unele cazuri ce pot fi selecționate după criteriile enunțate mai sus, ANM poate fi utilizată cu succes în cazul solurilor sau apelor subterane contaminate cu metale grele.

Un element decisiv în alegerea atenuării naturale ca mijloc de remediere îl constituie măsurile de control al sursei. Aceste măsuri presupun îndepărtarea, tratamentul sau izolarea sursei. O altă etapă importantă este cea a monitorizării proceselor ce au loc. Acesta este necesară pentru a determina dacă procesul de

atenuare naturală se desfășoară după modelul presupus, asigurând perspectivele scontate pentru populație și pentru mediu.

O grupă importantă de remedii sunt cele tangențiale ANM. Acestea constituie tehnologii, procese sau tehnici de remediere, de siguranță, pentru cazul în care ANM nu este eficientă.

ANM poate fi folosită în multe cazuri. Ea necesită o monitorizare eficientă și alegerea unor remedii tangențiale potrivite. Decontaminarea nu este încheiată până când nu au fost atinse obiectivele formulate în etapa de fundamentare a metodei.

Să ne reamintim

Dintre cele mai frecvent folosite metode pentru cobaterea și reducerea poluării apelor subterane amintim: ecranarea cu pereți etanși, izolarea hidraulică, sistemele de drenaj, metodele termice, utilizarea barierelor reactive, metodele chimice și biologice de tratare ”in situ”, spalarea mediului poros și bioremedierea. În scopul combaterii și reducerii poluării solului se pot utiliza: fitoremedierea, remedierea electrocinetică în cazul contaminării cu metale grele, remedierea prin spalarea solului cu soluții acide, inactivarea metalelor din sol prin folosirea zeoliților.

În special pentru contaminanții biodegradabili, se poate adopta suplimentar strategia *atenuării naturale monitorizate*.



6.3. Rezumat

Necesitatea schimbării destinației unui teren sau îndeplinirea obligațiilor de depoluare asumate de agenții economici, determină în multe situații necesitatea adoptării unor soluții de reducere a concentrației contaminanților sau de îndepărtare a acestora din mediul geologic. Adesea aceste tehnici sunt foarte costisitoare, fapt ce determină necesitatea unei bune fundamentări a fezabilității metodei alese.

În esență, cele mai frecvent folosite metode implică bioremedierea. Acestea sunt eficiente în multe cazuri, prezentând și avantajul costurilor reduse.



6.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

- 1) Ecranarea prin pereți etanși se utilizează:

- a. Pentru diminuarea poluării acviferelor
- b. Pentru reducerea poluării solului
- c. Pentru ambele

2) Acidifierea mediului:

- a. Reduce mobiliteta metalelor grele
- b. Nu influențează acest parametru
- c. Crește mobilitatea metalelor grele

3) Atenuarea Naturală Monitorizată este o strategie pe se utilizează eficient pentru:

- a. Compuși biodegradabili
- b. Agenți patogeni
- c. Metale grele în unele cazuri



6.5. Bibliografie recomandată

Buzzelli, M., Carrera, P., *Monitored Natural Attenuation as a Remediation Tool for an Industrial Site*, NATO/CCMS Pilot Study on Contaminated Land and Groundwater (Phase III), 1999.

Fetter, C.W., *Applied Hydrology*, 2d.aed. New York, Macmillen Publishing Company, 1988.

Gheorghe, A., Tevi, G., *Atenuarea naturală monitorizată a apelor subterane – o nouă strategie în remedierea acviferelor*, Simpozionul național “Protecția și conservarea apelor subterane din România” 20 – 21 noiembrie, București 2003.

Köster, R., *Natural attenuation of inorganic pollutants – geochemical factors influencing im-mobilization*, ConSoil, Leipzig, 2000.

Tombul, M., *Relationship Between Infiltration Rate and Contaminant Transport in Unsaturated Zone*, Proceedings of the First International Conferince on Environmental Research and Assessment, Bucharest, 2003.

6.6. Temă de control

Realizați un referat de maximum 5 pagini în care să tratați problematica utilizării bioremedierii ca măsură de reducere a concentrației poluantului în sol/ape subterane.

Capitolul 7.

METALELE GRELE ÎN MEDIU ȘI SURSELE LOR



7.1. Introducere

În cadrul acestui capitol este prezentată problematica specifică a contaminării solului și apelor subterane cu metale grele, inclusiv aspecte privind principalele surse și metodologiile de prelevare a probelor.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



7.2. Conținut

Termenul de „metale grele” este utilizat pentru definirea unui grup de metale și metaloizi ce au o densitate mai mare de 6 g/cm^3 . Aceasta denumire este folosită în general pentru elementele cu potențial toxic și poluant – Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb și Zn. Spre deosebire de majoritatea poluanților organici, metalele grele sunt prezente în mod natural în roci, minereuri, etc. Ca urmare se înregistrează un conținut natural, de fond, a acestor elemente în sol, sedimente, ape și organisme vii. Fenomenele de poluare determină creșteri anormale ale acestor concentrații raportat la nivelul de fond. Simpla prezență a metalelor nu este o dovadă evidentă a poluării, importante fiind concentrațiile relative.

Proprietățile biochimice ale metalelor grele

O parte din elementele acestui grup sunt necesare majorității organismelor, în concentrații mici dar critice, pentru o creștere și o dezvoltare normală. Aceasta categorie de elemente poartă numele de *micronutrienți*. Aceste elemente vitale, în exces devin toxice. Din această categorie, de micronutrienți, fac parte Cu, Mn, Fe și Zn, atât pentru plante cât și pentru animale; Co, Cr, Se și I, pentru animale; B și Mo, pentru plante.

O altă categorie de elemente, care au avut unele efecte benefice în condiții experimentale foarte riguroase de administrare, nu sunt vitale pentru dezvoltarea organismului, acestea poartă numele de *elemente neesențiale*, uneori denumite în mod eronat *elemente toxice*. Aceste elemente, care includ As, Cd, Hg, Pb, Sb, Pu, Sb, Tl și U pot deveni toxice la concentrații ce depășesc toleranța organismului.

7.2.1. Surse de metale grele

Surse geochimice

Metalele grele aparțin unui grup numit *microelemente*, care reprezintă mai puțin de 1% din rocile crustei terestre; *macroelementele* (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P și S) reprezentând restul de 99% din crusta terestră.

Microelementele apar ca impurități în mineralele primare, substituind izomorf diferite macroelemente componente ale rețelei cristaline. În rocile sedimentare, microelementele apar atât în mineralele secundare rezultate în urma alterării mineralelor primare cât și în fragmentele relictice din rocile magmatice și metamorfice.

Datorită limitelor foarte largi de variație a concentrațiilor de metale din unele

Metal	Atmosferă în Europa(ng/m^3)	Apă dulce ($\mu\text{g/l}$)	Apă de mare ($\mu\text{g/l}$)
Cd	0,5 – 620	0,01 – 3	<0,01 – 4
Cu	8 – 4900	2 - 30	0,05 – 12
Pb	55 – 340	0,06 – 120	0,03 – 13
Zn	13 - 16000	0,2 - 100	0,2 – 48
Cr	1 – 140	0,1 – 6	0,2 – 50
Hg	< 0,009 – 2,8	0,0001 – 2,8	0,01 – 0,22

tipuri de roci (magmatice, metamorfice sau sedimentare), precum și posibilității apariției unor conținuturi ridicate în mod natural, putem suspecta uneori „poluări” locale ale solului și sedimentelor aluvionare din astfel de surse. Aceste

concentrații naturale mai ridicate, ce pot fi prezente, nu sunt nocive pentru organisme. Membrii ecosistemului unei astfel de zone, de îmbogățire geochimică, au o toleranță la concentrațiile mai ridicate de metale care caracterizează mediul lor de viață. Spre deosebire de aceștia, plantele și animalele introduse în ecosistem pot fi afectate în mod negativ.

Metalele grele din atmosferă

Datorită acestor variații de conținut natural, este foarte importantă determinarea *concentrațiilor locale de fond* pentru zona de studiu. Procedura normală constă în prelevarea a 15 – 20 de probe, repartizate pe toată suprafața zonei (funcție de mărimea zonei și de eterogenitatea tipurilor de sol) și apoi de calcularea mediei aritmetice și a deviație standard (DS) pentru elementele investigate. Valorile concentrației anormal de ridicate (sau coborâte), raportate la valoarea medie ± 3 DS vor fi eliminate, iar valorile mai mari cu până la 2 DS față de medie vor fi considerate valori prag.

Surse antropice de metale grele

După cum s-a arătat, metalele grele sunt prezente în majoritatea mediilor naturale, în cele ce urmează vor fi enumerate principalele surse ce implică activitatea umană.

a. *Ind. minieră* – În ultima perioadă, datorită epuizării unor zăcămintele precum și dezvoltării tehnologiilor de extragere, există pe plan mondial tendința de exploatare a zăcămintelor cu conținut tot mai scăzut de substanță minerală utilă. Inevitabil, impactul asupra mediului generat de exploatarea acestor zăcămintele sărace este mai ridicat. Masa de steril astfel rezultat este semnificativ mai mari decât în cazul exploatării zăcămintelor cu conținuturi mai mari. Aceste halde de steril sunt continuu supuse alterărilor chimice și levigării metalelor, reprezentând astfel continue surse de poluare a solului, apelor de suprafață și subterane. Tot în această categorie se încadrează și exploatările miniere scoase din uz.

Metal	Minereu	Metale grele asociate
Ag	Ag ₂ S, PbS	Au, Cu, Sb, Zn, Pb, Se, Te
As	FeAsS, AsS, minereuri de Cu	As, Au, Ag, Sb, Hg, U, Bi, Mo, Sn, Cu
Au	Aur nativ, AuTe ₂ , (Au, Ag)Te ₂	Te, Ag, As, Sb, Hg, Se,
Ba	BaSO ₄	Pb, Zn
Bi	Minereuri de Pb	Sb, As
Cd	ZnS	Zn, Pb, Cu
Cr	FeCr ₂ O ₄	Ni, Co
Cu	CuFeS ₂ , Cu ₅ FeS ₄ , Cu ₂ S, Cu ₃ AsS ₄ , CuS, Cu nativ	Zn, Cd, Pb, As, Se, Sb, Ni, Pt, Mo, Au, Te
Hg	HgS, Hg nativ, minereuri de Zn	Sb, Se, Te, Ag, Zn, Pb
Mn	MnO ₂	Fe, Co, Ni, Yn, Pb
Mo	MoS ₂	Cu, Re, W, Sn
Ni	(Ni, Fe) ₉ S ₈ , NiAs(Co, Ni) ₃ S ₄	Co, Cr, As, Pt, Se, Te
Pb	PbS	Ag, Zn, Cu, Cd, Sb, Tl, Se, Te
Pt	Pt nativă, PtAs ₂	Ni, Cu, Cr
Sb	Sb ₂ S ₃ , Ag ₃ SbS ₃	Ag, Au, Hg, As
Se	Minereuri de Cu	As, Sb, Cu, Ag, Au
Sn	SnO ₂ , Cu ₂ (Fe, Zn)SnS ₄	Nb, Ta, W, Rb
U	U ₃ O ₈	V, As, Mo, Se, Pb, Cu, Co, Ag
V	V ₂ O ₅ , VS ₄	U
W	WO ₃ , CaWO ₄	Mo, Sn, Nb
Zn	ZnS	Cd, Cu, Pb, As, Se, Sb, Ag, Au, In

Minereurile utilizate ca sursă de substanțe nemetalifere

În **tabelul 2** se observă că majoritatea mineralelor utilizate drept sursă de substanțe nemetalifere fac parte din categoria sulfurilor, acest fapt are o serie de implicații privitoare la impactul asupra mediului. Fragmente din aceste minerale, prezente în haldele de steril, se oxidează, formând soluții acide ce determină reducerea adsorbției și creșterea mobilității metalelor în sol, sedimente și ape.

Frecvent, unele bacterii (ex. *Thiobacillus ferrooxidans*), catalizează reacțiile de oxidare din depozitele de steril și din corpurile de minereu alterate.

Înainte ca minereurile (constând în sulfuri) să fie topite, este necesar ca ele să fie măcinate în contact cu aerul pentru a se transforma în oxizi care ulterior sunt reduse la metale. Acest proces generează mari cantități de SO₂; topitoriile de metale constituind astfel surse majore de poluare a atmosferei.

Un alt aspect important prezentat este acela că majoritatea minereurilor conțin pe lângă elementele principale și o serie de metale asociate. O mare parte din aceste metale contaminează mediul în vecinătatea exploatărilor miniere și topitoriilor. În unele zone, vechile depozite de steril sunt utilizate ca materie primă pentru obținerea metalelor. Acest demers este justificat de apariția unor tehnologii de exploatare mai eficiente. Metodele moderne de separare a mineralelor implică în general mari cantități de apă, care în mare parte se reciclează în cadrul procesului. Există totuși unele cantități de material, conținând metale și alte substanțe chimice, care necesită depozitarea în condiții speciale.

b. Agricultura

Agricultura constituie o foarte importantă sursă difuză de poluare cu metale grele. Principalele surse caracteristice acestui domeniu sunt:

- Impurități în fertilizanți: Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn;
- Pesticide: Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn;
- Conservanți pentru lemn: As, Cu, Cr;
- Deșeuri de la crescătoriile de porci și păsări: Cu, As, Zn;
- Nămoluri reziduale: în special Cd, Ni, Cu, Pb, Zn, etc;

- Coroziunea obiectelor metalice: Zn, Cd.

c. *Arderea combustibililor fosili*

În combustibilii fosili sunt prezente un mare număr de metale, care sunt emise în atmosferă sau se acumulează în cenușă în timpul arderii. Aceste elemente sunt transportate pe calea aerului, contaminând apoi solul și apele. Dintre metalele care constituie poluanți rezultați în urma arderii pot fi amintite: Pb, Cd, Zn, As, Sb, Se, Ba, Cu, Mn și V.

Arderea benzinei aditivată cu Pb determină emisii considerabile de Pb (PbBrCl). Aceste particule primare au dimensiuni mici (0,01 – 0,1 μm .), dar ele se pot aglomera formând particule de dimensiuni mai mari (0,3 – 1 μm .). Emisiile „Diesel” conțin în mod normal acest ultim tip de particule de dimensiuni mai mari.

Arderea cărbunilor duce la eliberarea unui număr mult mai ridicat de metale, printre care, în unele cazuri și U. Din acest motiv termocentralele, ce folosesc drept combustibil cărbunele, reprezintă importante surse de poluare, inclusiv radioactivă.

Cenușa rezultată în urma arderii cărbunilor poate avea concentrații relativ ridicate de compuși solubili, inclusiv oxizi de B, As, Se, Cr.

d. *Industria metalurgică*

O gamă largă de metale grele sunt folosite pentru realizarea aliajelor speciale – V, Mn, Pb, W, Mo, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Sn, Si, Ti, Te, Ir, Ge, Tl, Sb, In, Cd, Be, Li, As, Ag, Sb, Pr, Os, Nb, Nd, și Gd. Atât procesul tehnologic de obținere a acestor aliaje precum și depozitarea și reciclarea lor poate conduce la poluarea mediului.

e. *Industria electronică*

Un mare număr de microelemente, inclusiv metalele grele, sunt folosite pentru fabricarea semiconductorilor și a altor componente electrice. Dintre aceste elemente putem aminti: Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, Y, W, Cr, Se, Sm, Ir, In, Ga, Ge, Re, Sn, Tb, Co, Mo, Hg, Sb, As și Gd.

f. *Alte surse*

Alte surse semnificative de poluare cu metale grele pot fi:

- Bateriile – Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg;
- Pigmenții și vopselele – Pb, Cr, As, Sb, Se, Mo, Cd, Ba, Zn, Co, I, Ti;
- Tipografiile și activitatea de multiplicare a materialelor grafice – Se (procesul Xerox), Pb, Cd, Zn, Cr, Ba;
- Materiale utilizate în medicină – aliaje dentare – Ag, Sn, Hg, Cu și Zn, prepararea medicamentelor – As, Bi, Sb, Se, Ba, Ta, Li, Pt;
- Aditivi utilizați pentru combustibili și lubrefianți – Se, Te, Pb, Mo, Li.

g. *Depozitarea deșeurilor*

Multe metale și în special Cd, Cu, Pb, Sn și Zn sunt dispersate în mediu prin levigare din halde, depozite, etc, sau emisie în atmosferă ca urmare a incinerării deșeurilor. Namolurile reziduale conțin cantități ridicate de Zn, Cu, Pb, Cr, As și Mo.

7.2.2. Medii afectate de poluarea cu metale grele

Metalele grele, provenite din sursele amintite, au un impact negativ semnificativ asupra mediului. Acest impact ar putea fi repartizat pe tipuri de medii astfel:

- Minieritul – aer (fum, praf de minereu), ape (efluenți și resturi);
- Agricultură – aer (picături de fungicide), ape (scurgeri de fungicide, mâluri, scurgeri și infiltrări), soluri (fertilizatori, deșeuri, îngrășăminte);
- Arderea combustibililor fosili – aer (aerosoli rezultați din procesele de ardere), ape (poluanți levigati din cenusă), soluri (aerosoli, fragmente rezultate din ardere);
- Industria metalurgică – aer (aerosoli, praf), ape (efluenți), soluri (depunerea aerosolilor și particulelor de dimensiuni mai mari, halde de deșeuri și steril);

- Industria electronică – aer (aerosoli din procesele tehnologice), ape (efluenți și coroziunea deșeurilor), soluri (deșeuri și coroziunea acestora);
- Industria chimică – aer (componenți volatili), ape (efluenți, scurgeri), soluri (deșeuri);
- Pigmenți și vopsele – aer (picături și vapori de vopsea, particule rezultate din alterarea vopselelor), ape (efluenți, alterarea pigmentilor și vopselelor), soluri (deșeuri lichide, scurgeri, alterarea vopselelor și pigmentilor);
- Depozitarea deșeurilor – aer (aerosoli proveniți din incinerarea deșeurilor), ape (levigarea metalelor din depozitele de deșeuri, coroziune), soluri (depozitarea deșeurilor, nămolurilor, depunerea particulelor rezultate în urma incinerării).

7.2.3. Etapele determinării conținuturilor de metale grele din ape și soluri

Monitoringul apelor subterane.

Elementele practice necesare unui monitoring viabil pe termen lung includ:

- Evaluarea condițiilor hidrogeologice și în general a tuturor informațiilor necesare;
- Amplasarea și construirea optimă a forajelor;
- Evaluarea performanțelor forajelor și a strategiilor de probare;
- Executarea efectivă a protocoalelor de probare, cuprinzând selecția metodelor și materialelor necesare probării, precum și a procedurilor de colectare și pregătire a probelor.

În momentul actual, metodele de monitoring al solului și apelor subterane sunt în continuă dezvoltare. Este important să se specifice metoda de monitoring, permițând astfel obținerea de informații cât mai precise legate de compușii chimici de interes. Toate metodele utilizate în situații specifice trebuie atent documentate.

Compușii organici volatili și constituenții sensibili la schimbări de pH, potențial redox, etc., necesită măsuri aparte în cadrul desfășurării acțiunilor de monitoring.

Probările și determinările analitice individuale, conduc la rezultate care reflectă o stare instantanee a condițiilor hidrogeologice și chimice a amplasamentului monitorizat. În momentul în care rezultatele unor determinări succesive sunt corelate, se obține o mai bună înțelegere a naturii, extinderii și gradului de contaminare. Este important de reținut că condițiile hidrogeologice și chimice sunt variabile în timp și spațiu și că acviferul este un mediu dinamic. Din acest motiv frecvența și distribuția punctelor de probare trebuie aleasă în așa fel încât să țină seama de distribuția în timp și spațiu a contaminanților prezenți în acvifer.

Fiecare probă de apă trebuie colectată astfel încât să asigure relevanța determinărilor analitice ulterioare. În același timp este necesară măsurarea precisă a nivelului hidrostatic și a conductivității hidraulice astfel încât rezultatele analizelor să poată fi interpretate în acord cu condițiile sistemului hidrogeologic.

Fiecare măsurătoare efectuată în teren și fiecare probă colectată pentru analize de laborator va caracteriza un punct discret de probare din interiorul unei rețele de probare. Accentul este adesea pus numai pe controlul și pe asigurarea calității, pentru analiza ca atare. Este important de reținut în acest sens o astfel de abordare a problemei nu reprezintă un substitut al unor bune probări și determinări în etapa de teren.

Acuratețea fiecărei concentrații determinate reprezintă măsura în care aceasta se apropie de valoarea reală. Precizia este exprimată în mod normal ca o medie, rezultată dintr-un număr de determinări, comparată cu valoarea reală. În cazul probelor de mediu, unde valoarea reală nu este cunoscută în general, precizia este considerată o tendință stabilită prin tehnici standard. În general valori ale tendinței care se abat cu $\pm 20\%$ indică erori sistematice sau probleme apărute în timpul probării sau procedurii analitice.

Precizia unui set de date reprezintă o măsură a probabilității ca determinările să se încadreze într-un interval de încredere. Precizia este frecvent exprimată ca eroarea standard (S_x) a mediei ($\bar{x}$) unui set de determinări multiplicate (n), la valoarea reală. Eroarea standard este corelată cu deviația standard (S) prin expresia $S_x = \frac{S}{\sqrt{n}}$. Creșterea numărului de multiplicări ale probei îmbunătățește în general intervalul de încredere (prin reducerea erorilor aleatorii).

Sensibilitatea unei analize este legată de limita de detecție a metodei utilizate. Limita de detecție reprezintă concentrația minimă a unui component chimic care poate fi determinată într-o probă. În practică, este recomandat să se stabilească limita de detecție pentru un anumit component, la un nivel echivalent cu trei deviații standard deasupra pragului inferior, considerat din punct de vedere statistic ca valoare inexistentă.

Un rol esențial în obținerea unor rezultate corecte îl joacă asigurarea condițiilor de calitate a probării și a etapei analitice. În acest sens se urmărește eliminarea potențialelor surse de erori prin:

- Calibrarea adecvată a echipamentului de probare și de determinare a anumitor parametri pe teren (unde este cazul);
- Asigurarea unei probări relevante în acord cu selecția locațiilor, frecvența de probare și metodologia de colectare;
- Folosirea metodologiei adecvate de tratare a probelor.

În continuare sunt prezentate etapele principale ale probării și potențialele surse de erori asociate fiecărei etape.

ETAPA	SURSE DE EROARE
Stabilirea punctelor de recoltare a probelor	Amplasare sau construcție improprie a forajului, utilizarea unor materiale neadecvate

Determinarea parametrilor mediului	Defecțiuni ale instrumentelor, erori operaționale
Colectarea probelor	Erori operaționale, recoltare preferențială
Transferul, deplasarea probelor	Expunerea probelor, degazeificare, oxidare, etc.
Determinări executate în teren	Defecțiuni ale instrumentelor, erori operaționale
Conservarea și stocarea probelor	Erori de tratare sau etichetare
Transportul probelor	Întârzieri, pierderi ale probelor.

În etapa de analiză, procedurile de control a calității trebuie desfășurate în paralel cu cele necesare obținerii efective a rezultatelor.

Elementele necesare pentru un control eficient al calității laboratorului:

- Calibrarea eficientă a instrumentelor, verificarea periodică a standardelor și a realizării parametrilor analitici (acuratețe și precizie) pentru toate procedurile;
- Participarea la studii inter-laboratoare;
- Înregistrarea, stocarea și corectarea eficientă a rezultatelor în funcție de parametrii analitici.

În continuare sunt prezentate etapele principale ale analizelor de laborator și potențialele surse de erori asociate fiecărei etape.

ETAPA	SURSE DE EROARE
Probele provenite	Învechirea probelor, contaminări
Divizarea probei	Contaminări în laborator, manipulări sau etichetări incorecte,

Separare	Metodologie defectuoasă, defecțiuni ale instrumentelor, erori analitice
Analiză	Metodologie defectuoasă, defecțiuni ale instrumentelor, erori analitice
Raportarea la standarde	Standarde învechite
Calcul	Erori de transcriere, editare, extrapolări sau interpolări defectuoase
REZULTATE	

Obținerea unor probe de mediu caracteristice, pentru zona și elementul studiat, este probabil cea mai dificilă sarcină. Din punct de vedere statistic o probă reprezentativă este un subset a unui set (populație) ce prezintă în medie caracteristicile setului. Presupunând că o probă de apă din acvifer este reprezentativă din acest punct de vedere, este important de știut în ce măsură ea furnizează informații precise asupra condițiilor *in situ* din timpul probării.

O prelevare de probe reprezentative este în general posibilă în cazul mediilor omogene sau a apelor de suprafață. Sursele de erori sau de variații în etapa de probare sau de analiză trebuie privite ca variabile independente.

Probarea reprezentativă a apelor subterane este limitată la probe discrete multiple, provenite din puncte stabilite, care pot reflecta cu acuratețe proprietățile medii ale sistemului.

Să ne reamintim

- Importanța cunoașterii particularității metalelor grele ca poluanți specifici;
- Principalele surse de metale grele;
- Protocoale de lucru pentru etapele de prelevare a probelor și analitică.



7.3. Rezumat

Datorită spectului foarte larg de utilizare și a particularităților lor (solubilitate, mobilizare determinată de creșterea acidității etc), cunoașterea

specificului poluării cu metale grele și a mijloacelor de determinare și de evaluare a conținutului acestora este esențială.

Această problemă va fi detaliată în ultimul capitol al cursului sub forma unui studiu de caz.



7.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

- 1) Sunt considerate metale grele, metalele și metaloizii ce au densitate mai mare de:
 - a. 3 g/cm^3
 - b. 1 g/cm^3
 - c. 6 g/cm^3
- 2) Ce se întâmplă dacă metalele crele considerate micronutrienți sunt în exces?
 - a. Sunt eliminate de organisme în mod natural
 - b. Devin toxice și se pot acumula în țesuturi
 - c. Sunt toxice în orice concentrație
- 3) Metalele grele sub formă de microelemente sunt prezente în crusta terestră în proporție de:
 - a. 10%
 - b. 6 %
 - c. 1 %



7.5. Bibliografie recomandată

Barcelona, M.J., Gibb, J.P., Helfrich, J.A., Garske, E.E., *Practical Guide for Ground-Water Sampling*, SWS Contract Report 374, Illinois, 1985.

Bowen, H.J.M. *Environmental Geochemistry of the Elements*. New York: Academic Press, 1979.

Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, New York, Macmillan Publishing Company, 1993.

Golovko-Bestrygina Tetyana, Mitsyuk Natalia, Chernysh Dariya, *Cu, Pb and Zn Speciation in the Soils Within the Influence Zone of Industrial Source of Contamination*, Proceedings of the First International Conference on Environmental Research and Assessment, Bucharest, 2003.

Manahan E Stanley, *Environmental Chemistry*, Lewis Publishers, 1991.

McLean, E. J., Bledsoe, E. B., *Behavior of Metals in Soils*, Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018, 1992.

Popescu, Gh. C., Dumitru Felicia, *Pollution due to basemetal industry activity*, Analele Universitatii, Fourth Simposium of Environmental Geochemistry, 3-5 sept. 2004, Alba Iulia.

Thöming, J., Stichnothe, S., Mangold, S., Calmano, W., *Hydrometallurgical Approaches to Soil Remediation – Process Optimisation Applying Heavy Metal Speciation*, Land Contamination & Reclamation, 8 (1), EPP Publications, 2000.

Capitolul 8.

SCHEMATIZAREA HIDROSTRUCTURILOR



8.1. Introducere

În procesul de elaborare a modelului conceptual și ulterior a modelului matematic, o etapă indispensabilă este cea de schematizare a hidrostructurilor în scopul simplificării complexității acestora. Etapele esențiale ale procesului vor fi prezentate în acest capitol.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 3 ore.



8.2. Conținut

Simplificarea complexității hidrostructurilor în condițiile menținerii caracteristicilor reprezentative pentru:

- spațiul în care are loc scurgerea subterană;
- caracteristicile hidrofizice ale terenurilor a căror distribuție spațială condiționează caracteristicile curgerii apei subterane;
- condiții hidrodinamice ale curgerii la limitele hidrostructurii și în interiorul acesteia.

Etapele schematizării:

- ❖ *Schematizarea spațială* – precizează geometria spațiului în care are loc curgerea apelor subterane;
- ❖ *Schematizarea parametrică* – evaluarea distribuției spațiale a parametrilor care descriu caracteristicile hidrofizice ale terenului;
- ❖ *Schematizarea hidrodinamică* – precizarea frontierelor hidrodinamice ale sistemului acvifer și a condițiilor hidrodinamice inițiale în interiorul acestuia.

Reprezentativitatea modelului matematic utilizat pentru evaluarea curgerii apelor subterane este condiționat de reprezentativitatea modelului conceptual al

hidrostructurii și asigură similaritatea reacției modelului cu cea a hidrostructurii reale, la o perturbare hidrodinamică sau fizico-chimică.

8.2.1. Schematizarea spațială

- Urmărește simplificarea formei suprafețelor care definesc spațial hidrostructura.

Morfologia este schematizată sub formă grafică prin secțiuni geologice, bloc diagrame, hărți structurale. Datele provin în general din cartarea de suprafață, foraje geologice și hidrogeologice și prospecțiuni geofizice.

Alături de elementele morfologice caracteristice ale hidrostructurii o atenție deosebită se acordă precizării continuității hidrodinamice a depozitelor permeabile (determinări de niveluri piezometrice)

- Extinderea cercetării:
 - ❖ *extinderea regională* (evaluarea resurselor naturale ale hidrostructurii) – modelul conceptual se extinde până la limitele fizice ale structurii (zone de aflorare, falii impermeabile, zone de drenaj...);
 - ❖ *extinderea locală* (studii hidrogeologice de interes local) – modelul se extinde în general până la limita zonei de influență (estimată prin metode analitice simplificate sau prin măsurători de nivel)

8.2.2. Schematizarea parametrică

- metodologia este aplicată tuturor parametrilor hidrostructurii, în special:
 - porozității active;

- conductivității hidraulice;
- coeficientului de difuzivitate hidraulică și înmagazinare;
- coeficientului de realimentare;
- coeficientului dispersiei hidrodinamice, etc.

Rezultatul acestei schematizări este imaginea distribuției spațiale a parametrilor studiați (estimare prin kriging, simulare condiționată pe baza legii de distribuție a parametrului)

Variabilitatea parametrului este tradusă prin:

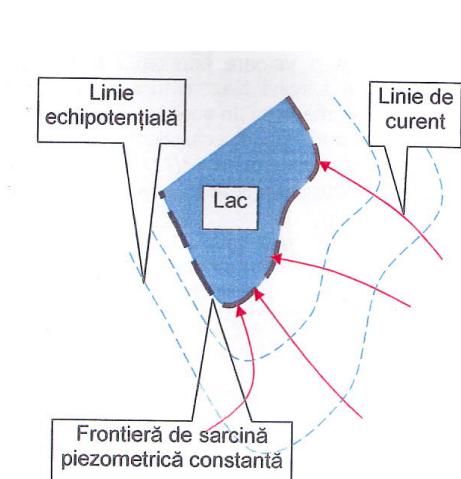
- variabilitatea parametrului de la un punct la altul (omogenitate sau neomogenitate);
- variația valorii pe diverse direcții (izotropie sau anizotropie)

Mediul poate fi omogen și izotrop sau neomogen și anizotrop

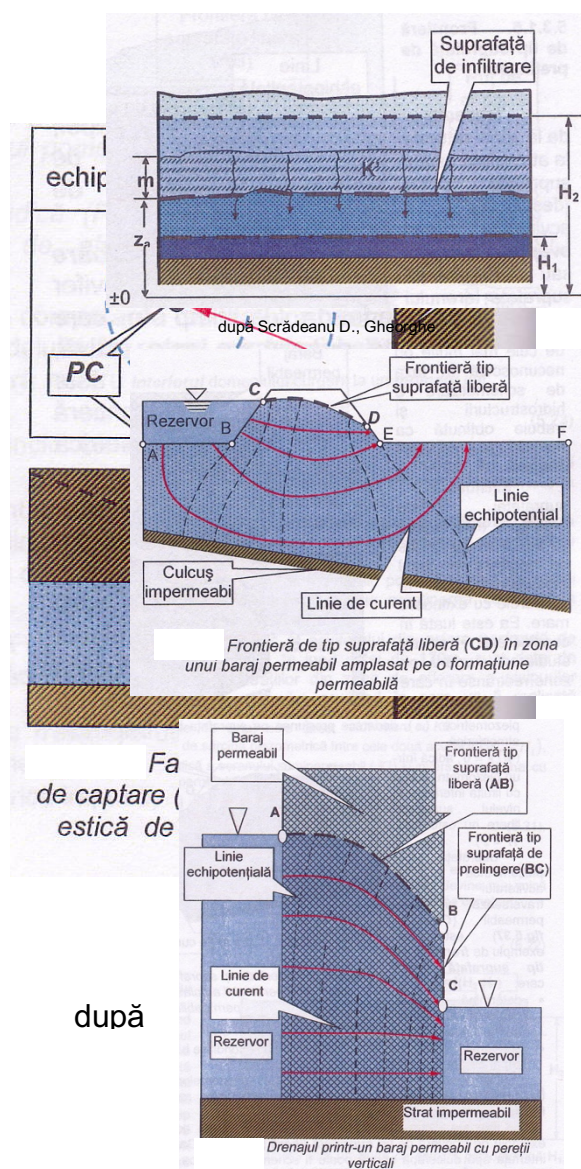
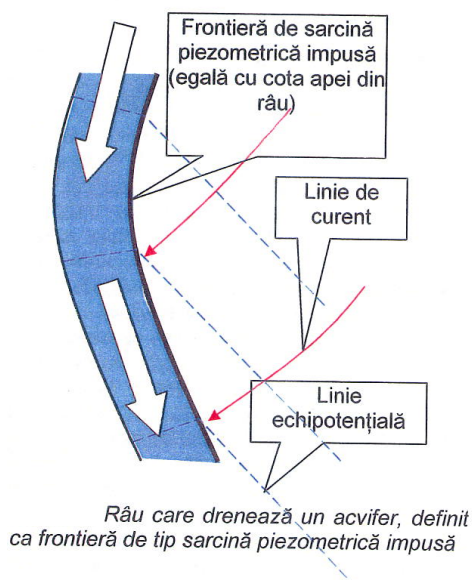
❖ Extinderea cercetării:

- ❖ *extindere regională* – presupune în general estomparea variabilității parametrilor , se tinde spre adoptarea unei distribuții omogene și izotrope;
- ❖ *extinderea locală* – presupune o rigurozitate specifică legată de descrierea distribuției parametrilor.

8.2.3. Schematizarea hidrodynamică



Malul unui lac definit ca frontieră/margine de tip sarcină piezometrică constantă pentru acviferul drenat



- se materializează prin precizarea:
- condițiilor hidro dinamice pe frontierele modelului;
- condițiilor hidro dinamice inițiale în interiorul frontierelor.

Condițiile hidro dinamice pe frontierele modelului

- frontiere de tip sarcină piezometrică impusă (Dirichlet);
- frontieră de tip debit impus (Newmann);
- frontieră de tip dependent de sarcina piezometrică;

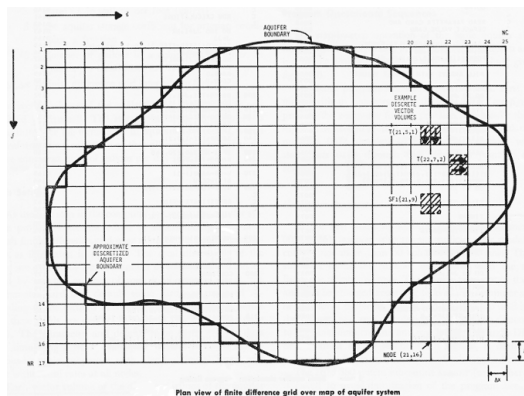
- frontieră de tip suprafață liberă;
- frontieră de tip suprafață de prelingere.

8.2.4. Alegerea variantei de modelare

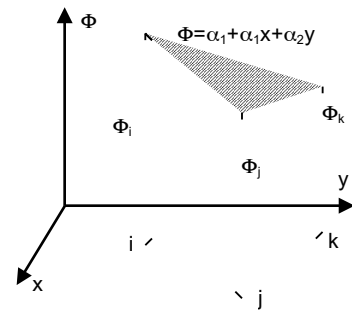
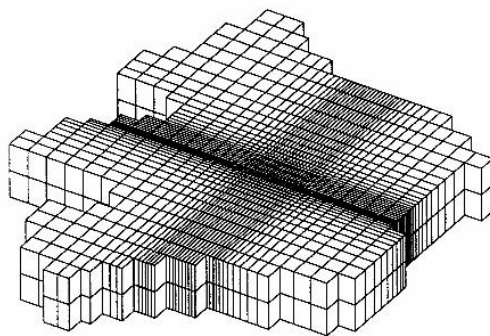
Ecuțiile ce descriu procesele hidrodinamice și de transport pot fi rezolvate utilizând modele *analitice* sau *numerice*.

Modelele analitice operează cu soluții funcționale fixe, au avantajul de a fi exacte, dar sunt aplicabile pentru soluționarea unui număr limitat de probleme. Soluționarea pe cale analitică a ecuațiilor impune simplificarea formei și extinderii structurii.

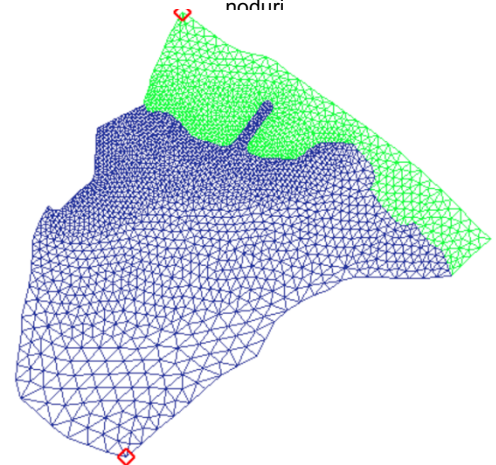
Modelele numerice sunt capabile să rezolve ecuații complexe ce caracterizează spectrul hidrodinamic al curgerii și transportul poluanților. Modelele numerice folosesc



Discretizarea 2D și 3D a structurii cu ajutorul rețelei rectanculare



Element finit triunghiular cu trei noduri



Aproximarea continuumului material cu ajutorul elementelor finite de formă triunghiulară

aproximări pentru a rezolva ecuațiile diferențiale ce descriu curgerea apei subterane și transportul în soluție.

❖ Aproximarea prin metoda **elementului finit** – structura spațială studiată este împărțită în elemente finite (de ex.: triunghiuri). Elementul finit este caracterizat prin:

- dezvoltarea dimensională (1D, 2D, 3D);
- număr de noduri;
- funcția de interpolare asociată
- Aproximarea prin metoda **diferențelor finite** – presupune discretizarea structurii cu o rețea rectangulară (2D sau 3D), fiecare nod al rețelei fiind caracterizat de o valoare a parametrului.

- În cazul metodei **diferențelor finite**, domeniul de integrare coincide cu rețeaua de discretizare, în fiecare nod al rețelei avem o valoare a parametrilor, aceasta fiind necunoscută în spațiul dintre noduri. De al un element la altul al rețelei, variația este discontinuă.
- În cazul metodei **elementului finit** domeniul de integrare este diferit de rețeaua de discretizare. Valoarea parametrilor este variabilă în interiorul domeniului de integrare iar variația este continuă. Spre deosebire de metoda diferențelor finite, în acest caz valoarea unui parametru poate fi calculată în orice punct al domeniului de integrare al ecuației.

Repere în alegerea tipului de model utilizat:

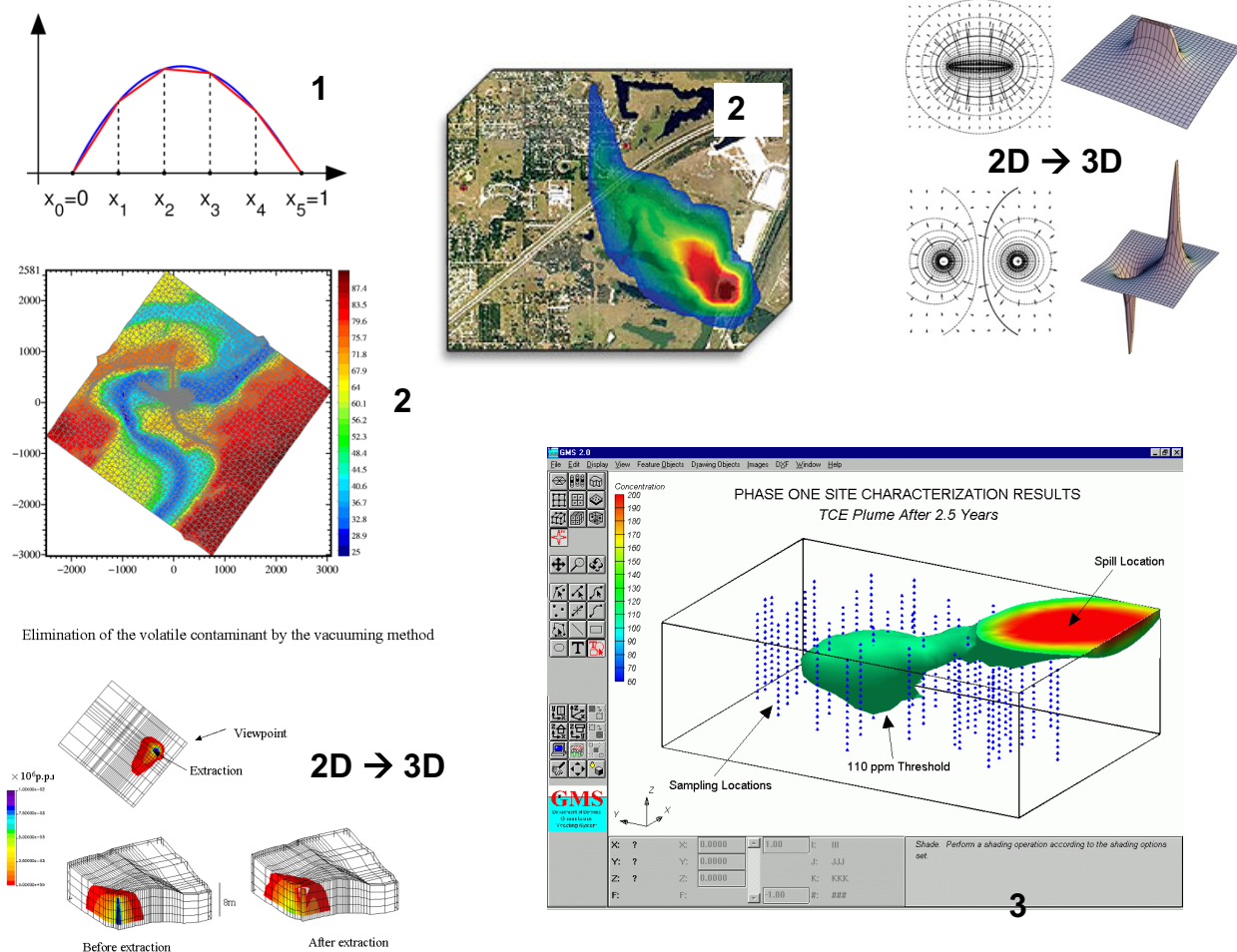
Modelele analitice în cazul în care:

- curgerea apei subterane sau procesele de transport sunt relativ simple;
- este necesară evaluarea inițială a condițiilor hidrogeologice sau evaluarea unor condiții de remediere.

Modelele numerice în cazul în care:

- curgerea apei subterane sau procesele de transport sunt relativ complexe;
- variația debitului, condițiilor hidrogeologice sau geochimice precum a altor caracteristici este foarte accentuată.
- *Modelele* hidrodinamice sau de transport *unidimensionale* în cazul în care:
 - se realizează evaluări inițiale în care nu este cunoscut gradul de neomogenitate sau de anizotropie;
 - situațiile în care un potențial receptor este în imediata vecinătate a unei surse de poluare.
- *Modelele bidimensionale* în cazul în care:

- zona de studiu cuprinde una sau mai multe zone de drenare sau de aport de apă (puțuri de pompare sau de injecție, canalizări, râuri, etc.);
 - zona este caracterizată prin direcții de curgere ale apei subterane care au o evidentă distribuție bidimensională;
 - acviferul are variații distincte ale proprietăților hidraulice;
 - se modelează migrarea poluanților, efectul dispersiei transversale este semnificativ și este necesară evaluarea distribuției spațiale a frontului de poluare.
- *Modelele tridimensionale* în cazul în care:
 - condițiile hidrogeologice sunt bine cunoscute;
 - sunt prezente acvifere multiple;
 - mișcarea apei și contaminanților în plan vertical este semnificativă.



Să ne reamintim

Etapele schematizării hidrostructurilor:

- schematizarea spațială;
- schematizarea parametrică;
- schematizarea hidrodinamică.



8.3. Rezumat

- Simplificarea complexității hidrostructurilor în condițiile menținerii caracteristicilor reprezentative pentru:

- spațiul în care are loc scurgerea subterană;
- caracteristicile hidrofizice ale terenurilor a căror distribuție spațială condiționează caracteristicile curgerii apei subterane;
- condiții hidrodinamice ale curgerii la limitele hidrostructurii și în interiorul acesteia.

- Ecuațiile ce descriu procesele hidrodinamice și de transport pot fi rezolvate utilizând modele *analitice* sau *numerice*.

Modelele analitice operează cu soluții funcționale fixe, au avantajul de a fi exacte, dar sunt aplicabile pentru soluționarea unui număr limitat de probleme. Soluționarea pe cale analitică a ecuațiilor impune simplificarea formei și extinderii structurii.

- **Modelele numerice** sunt capabile să rezolve ecuații complexe ce caracterizează spectrul hidrodinamic al curgerii și transportul poluanților. Modelele numerice folosesc



8.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

- 1) Ce soluții de modelare sunt destinate rezolvării problemelor complexe?
 - a. Modelele analitice
 - b. Modelele numerice
- 2) Precizarea frontierelor și a condițiilor hidrodinamice în interiorul acestora reprezintă componentele
 - a. Schematizării hidrodinamice
 - b. Schematizării spațiale
 - c. Schematizării parametrice



8.5. Bibliografie recomandată

Bomboe, P., *Geologie matematică (vol. I, Analiza statistică a datelor geologice)*, Editura Universității din București, 1979.

Cheaney, R.F., *Statistical methods in geology*, George Allen & Unwin (publishers) Ltd, London, 1983.

Fetter, C.W., *Applied Hydrology*, 2d.ed. New York, Macmillen Publishing Company, 1988.

Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, New York, Macmillen Publishing Company, 1993.

Scrădeanu, D., *Informatică geologică*, Editura Univ.Bucuresti, 1995.

Scrădeanu, D., Popa Roxana, *Geostaistică aplicată*, vol. I, Editura Universității din București, 2003.

Scrădeanu, D, Gheoghe, Al., *Hidrogeologie generală*, Editura Universității din București, 2007

Tevi, G., Scrădeanu, D., *Inițializarea parametrică a modelului de transport al poluanților proveniți din depozitul de deșeuri Acumulatorul – Neferal*, Simpozionul național “Protecția și conservarea apelor subterane din România” 20 – 21 noiembrie, București 2003.

Capitolul 9.

APLICAȚII



9.1. Introducere

În cadrul acestui capitol sunt prezentate aplicații ale utilizării modelelor matematice pentru evaluarea curgerii apelor subterane și transportului poluanților la nivelul zonei nesaturate și în acvifer.

Durata medie de parcurgere a acestui capitol este de aproximativ 4 ore.



9.2. Conținut

Modelarea curgerii și transportului poluanților în zona nesaturată și acviferul freatic - zona industrială Pantelimon

9.2.1. Realizarea modelelor pentru zona nesaturată

Zona nesaturată – zonă tampon între acvifer și suprafața terenului

Condiții caracteristice

- condiționare climatică, care impune adoptarea anumitor condiții specifice la limita superioară a modelului;
- variație a conținutului de umiditate al solului și al gradului de saturație, cu efect direct asupra conductivității hidraulice;
- procese foarte active se sorbție, schimb ionic, biodegradare, etc.

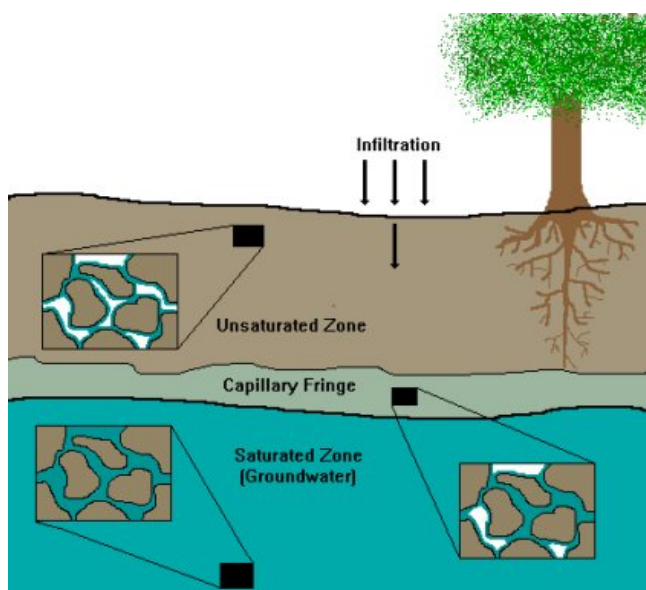


Fig. Zona nesaturată, acviferul

Capacitatea de autoepurare a zonei nesaturate este de 4 – 5 ori mai mare decât cea a acviferului. Pentru o granulometrie de prafuri, nisipuri fine și mijlocii, o particulă de apă poluată biologic are nevoie de un parcurs de 80 de metri în acvifer și de 16 metri în zona nesaturată. (Gheorghe, Al., Scrădeanu, D.)

Importanța cunoașterii proceselor de transfer a poluanților și de autoepurare a zonei nesaturate, este justificată de următoarele aspecte:

- detectarea poluanților în zona nesaturată se face în timp real (zile, săptămâni) în timp de monitorizarea calității acviferelor, prin foraje de monitorizare se face la intervale mai mari de timp (săptămâni, luni);
- vulnerabilitatea la poluare a acviferelor poate fi evaluată pe baza caracteristicilor geologice și hidrogeologice ale zonei nesaturate.

Realizarea modelului de transport al poluanților miscibili la nivelul zonei nesaturate a acviferului freatic din zona industrială Pantelimon.

WHI UnSat Suite 2201 este un pachet de programe ce combină cele mai populare modele utilizate în simularea unidimensională a curgerii apei subterane și a transportului poluanților în zona vadoasă. Această simulare unidimensională se realizează utilizând un profil model reprezentat practic de o coloană subțire de sol ce are o structură definită.

Pachetul de programe WHI UnSat Suite 2201 conține mai multe aplicații profesionale specifice: SESOIL – simulează transportul poluanților, în zona vadoasă, în intervale mari de timp, în condiții climatice variabile; PESTAN – utilizată pentru estimarea migrării pesticidelor în zona vadoasă; VS2DT – simulează procesele de curgere și de transport în zona vadoasă cu structură heterogenă; VLEACH – utilizată pentru predicția migrării hidrocarburilor volatile în zona vadoasă.

Pentru realizarea modelului propus va fi utilizată aplicația VS2DT (Variably Saturated 2-D Flow and Transport Model), aceasta reprezintă un model bazat pe metoda diferențelor finite, ce descrie transportul diferitelor tipuri de poluanți (proveniți din agricultură, industrie, radioactivi, etc.) împreună cu curgerea apei în zona vadoasă.

Modelul oferă posibilități de lucru cu structuri multistrat, heterogene și permite simularea anizotropiei hidraulice.

Simularea curgerii se face funcție de cantitatea de apă infiltrată, de valoarea pentru evapotranspirația potențială (ETP) sezonieră, etc.

Transportul poluanților se poate simula ținând cont de dispersie, perioadă de înjumătățire, adsorbție (pe baza izotermelor Freundlich și Langmuir) și schimb ionic.

Condițiile inițiale pot fi impuse sub formă de umiditate sau a sarcină piezometrică pentru apă și sub forma concentrației pentru poluanți.

VS2DT dispune de o bază de date ce cuprinde diferite litologii, împreună cu proprietățile utilizate în realizarea simulării.

Pe baza informațiilor existente cu privire la acvifer și zona vadoasă, corelat cu datele climatice ale zonei și rezultatele analizelor efectuate pentru determinarea metalelor din apă și materialul haldat se vor realiza o serie de modele care să reprezinte diferite scenarii posibile, corespunzătoare unor perioade diferite de timp, unor litologii diferite.

Scenariul 1 este caracterizat de următoarele condiții inițiale:

- succesiunea litologică specifică coloanei F1 (sol vegetal (0,4 m), loess argilos (1,7 m), loess prăfos (0,9 m), loess argilos (2,9 m), loess prăfos (1,5 m), nisip fin (2,3 m), nisip mediu cu pietriș (3,2 m), argilă (2,1 m); *adâncimea forajului* – 15 m; *adâncimea nivelului hidrostatic* – 8 m;
- perioada maximă de simulare a fost de 20 ani, incluzând intervale specifice de: 90 zile, 180 zile, 270 zile, 1 an, 2 ani, 3 ani, 4 ani, 5 ani, 6 ani, 7 ani, 8 ani, 9 ani, 10 ani și 20 ani.
- Condiții de curgere:
 - la limita superioară – în primul an de simulare au fost considerate fluxuri variabile sezonier (29 mm/an, 39 mm/an, 50 mm/an respectiv 32 mm/an) iar pentru restul perioadei o valoare medie de 150 mm/an. Aceste valori ale infiltrației au fost calculate în acord cu particularitățile bilanțului hidrologic al zonei studiate;
 - la limita inferioară – sarcină piezometrică constantă.
- Condiții de transfer:
 - la limita superioară – tip concentrație constantă (*cupru* – 2,36 mg/l; 28 mg/l; 0,144 mg/l; *plumb* – 0,908 mg/l; 0,619 mg/l; *zinc* – 5 mg/l; 25 mg/l; 0,713 mg/l; *aluminiu* – 59 mg/l; 2,25 mg/l);
 - la limita inferioară – limită caracteristică suprafeței piezometrice.
- Conținutul de umiditate inițial al solului a fost considerat variabil, funcție de litologie (între 0,25 – 0,5 vol/vol).
- Simularea transferului poluanților s-a făcut ținând cont de adsorbție, pe baza izotermei lui Langmuir, iar funcția hidrolică a solului este Van Genuchten.
- Pentru fiecare unitate litologică s-a ales o rețea de calculare a parametrilor simetrică și neuniformă. Aceasta este mai deasă în vecinătatea limitelor dintre diferitele formațiuni și mai rară în interiorul formațiunii. S-a ales această variantă pentru o mai fidelă evidențiere a modificării parametrilor la limita dintre litologii diferite. Utilizarea acestui tip de rețea generează anumite intervale (adâncimi) specifice pentru care sunt calculați parametrii modelați.

Scenariul 2 este caracterizat de următoarele condiții inițiale:

- succesiunea litologică specifică coloanei F2 (sol vegetal (0,6 m), loess (1,4 m), loess prăfos (1.6 m), nisip cu pietriș (3,2 m), nisip cu bolovăniș (0,9 m), argilă cu concrețiuni calcaroase (3,7 m), argilă nisipoasă (2,5 m), nisip fin (3,1 m) nisip mediu (1,5 m); *adâncimea forajului* – 18,5 m; *adâncimea nivelului hidrostatic* – 7 m);
- perioada maximă de simulare a fost de 20 ani, incluzând intervale specifice de: 90 zile, 180 zile, 270 zile, 1 an, 2 ani, 3 ani, 4 ani, 5 ani, 6 ani, 7 ani, 8 ani, 9 ani, 10 ani și 20 ani.
- Condiții de curgere:
 - la limita superioară – în primul an de simulare au fost considerate fluxuri variabile sezonier (29 mm/an, 39 mm/an, 50 mm/an respectiv 32 mm/an) iar pentru restul perioadei o valoare medie de 150 mm/an. Aceste valori ale infiltrației au fost calculate în acord cu particularitățile bilanțului hidrologic al zonei studiate;
 - la limita inferioară – sarcină piezometrică constantă.
- Condiții de transfer:
 - la limita superioară – tip concentrație constantă (*cupru* – 28 mg/l; 0,148 mg/l; *plumb* – 0,908 mg/l; 0,032 mg/l; *zinc* – 0,713 mg/l; 25 mg/l; *aluminiu* – 59 mg/l; 2,25 mg/l);
 - la limita inferioară – limită caracteristică suprafeței piezometrice.
- Conținutul de umiditate inițial al solului a fost considerat variabil, funcție de litologie (între 0,25 – 0,4 vol/vol).

- Simularea transportului poluanților s-a făcut ținând cont de adsorbție, pe baza izotermei lui Langmuir, iar funcția hidrolică a solului este Van Genuchten.
- Ca și în primul caz pentru fiecare unitate litologică s-a ales o rețea de calculare a parametrilor simetrică și neuniformă.

În continuare sunt prezentate grafic: variația gradului de saturație cu apă, variația sarcinii hidraulice, variația concentrației de metal pe întreaga perioadă de simulare și curbele de restituție pentru întreaga perioadă de simulare.

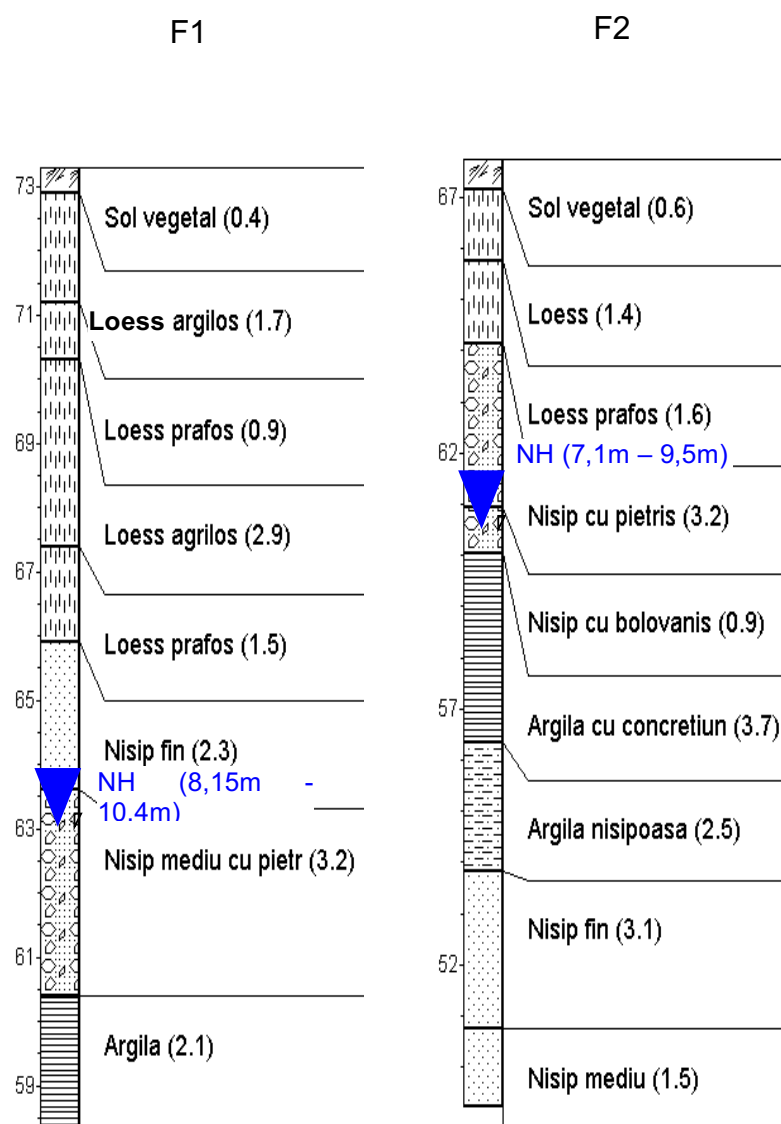


Fig. Coloanele litologice ale forajelor F1 și F2 cu adâncimea nivelului hidrostatic

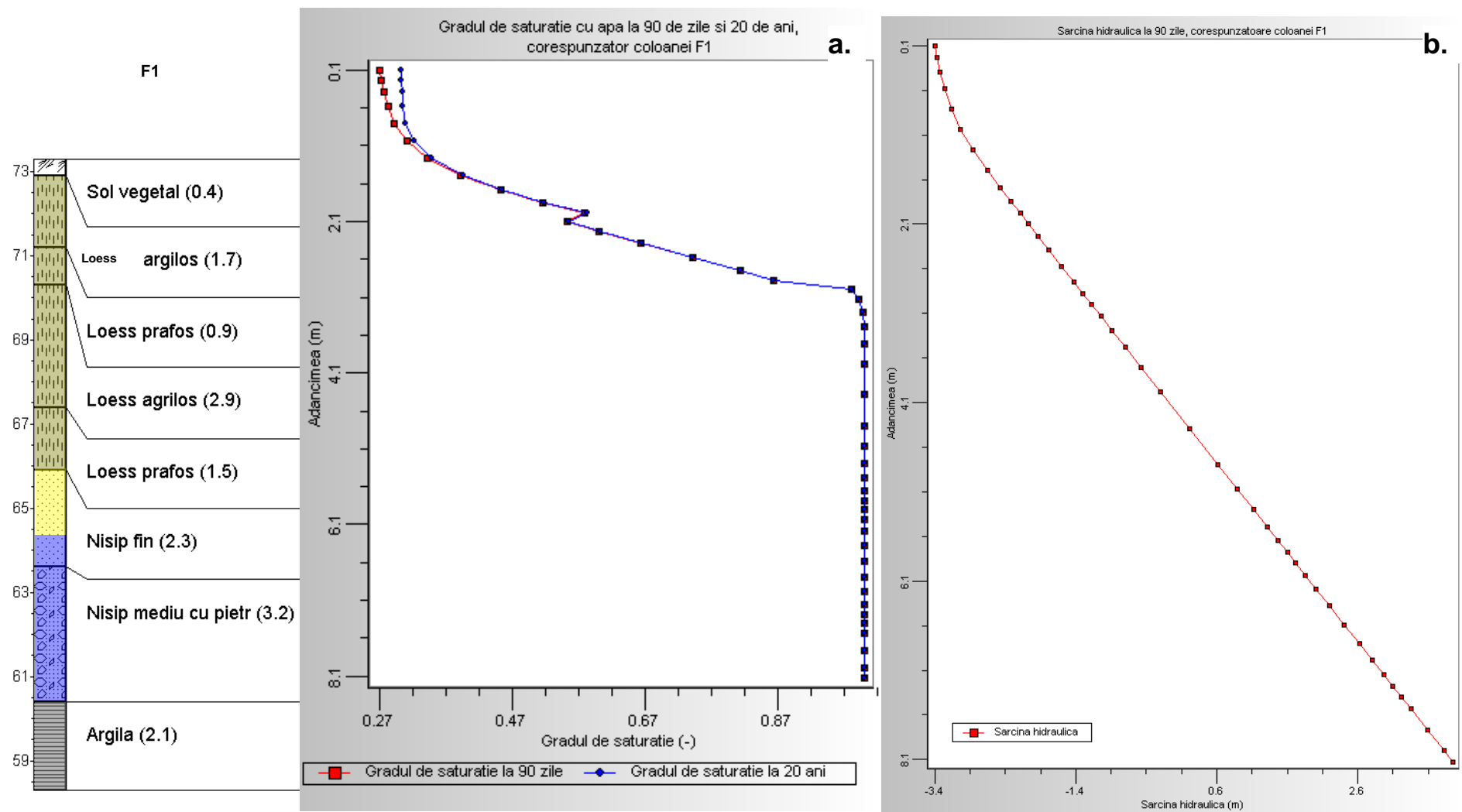


Fig. Coloana litologică F1 corespunzătoare structurii zonei vadoase pentru care s-a realizat primul scenariu de simulare;
a. Variația gradului de saturație cu apă la începutul și la sfârșitul simulării
b. Variația sarcinii hidraulice la începutul simulării

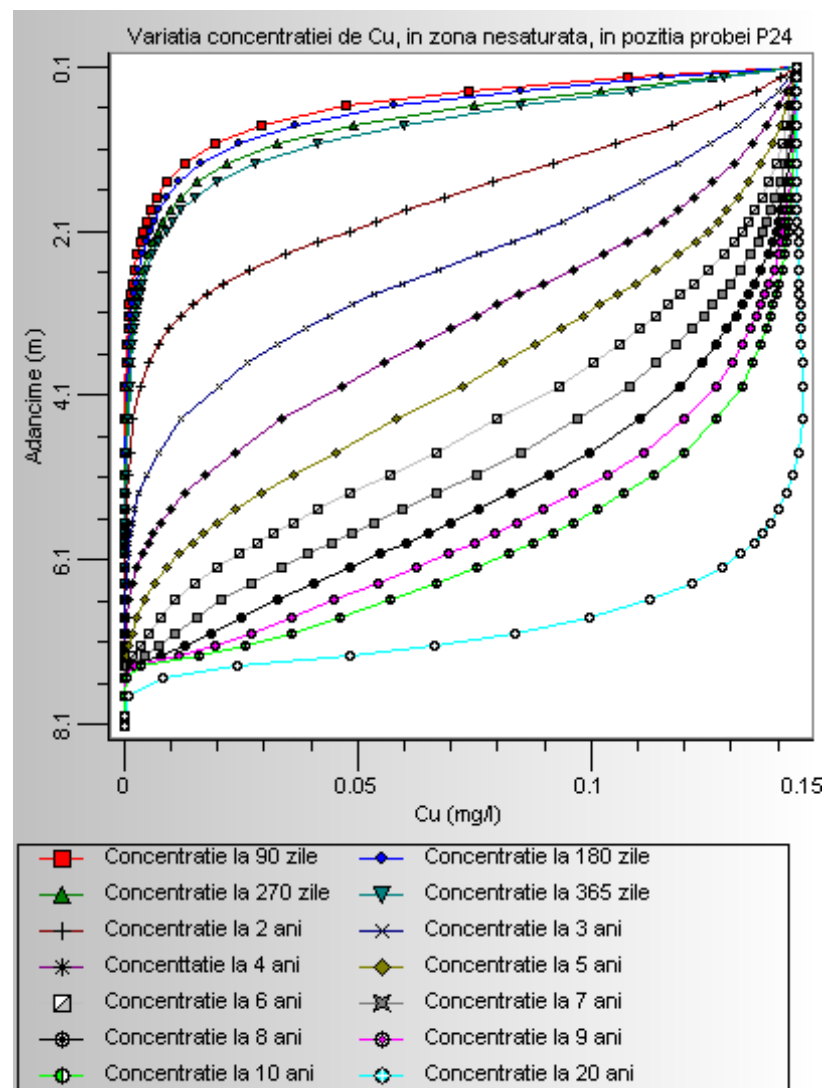
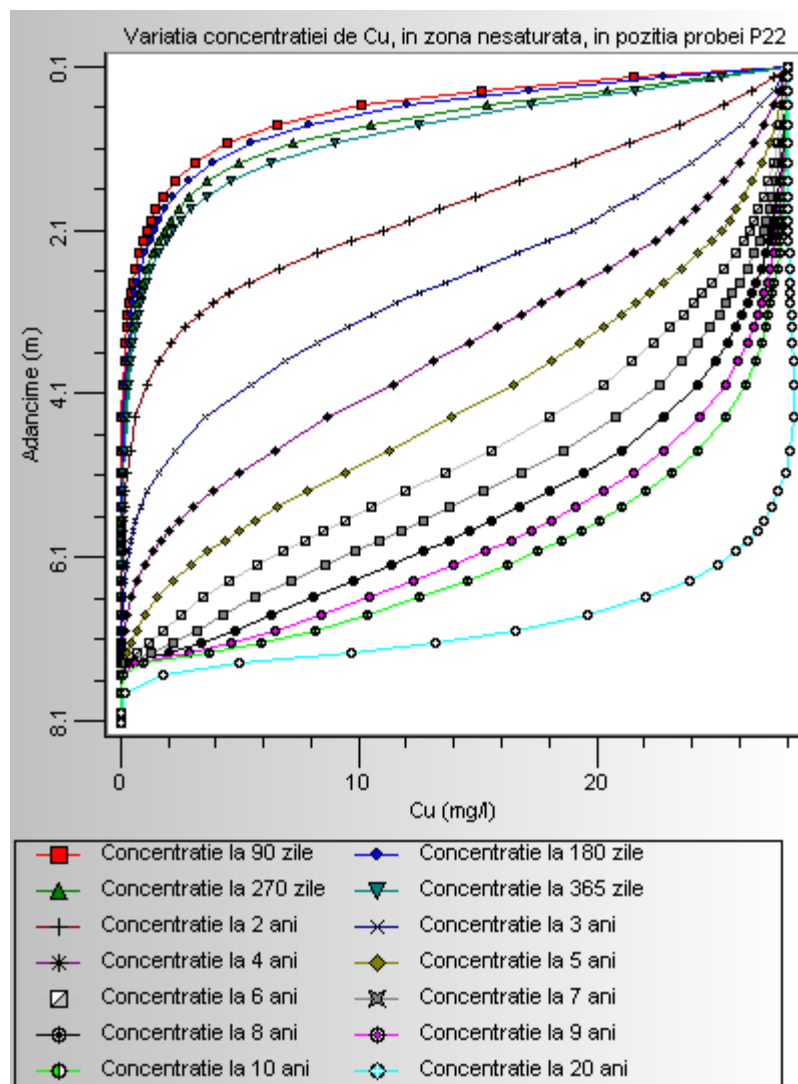


Fig. Variația concentrației de cupru, de-a lungul profilului, pentru concentrații inițiale (infiltrate) de 28 mg/l (proba P22) și 0,144 mg/l (proba P24).

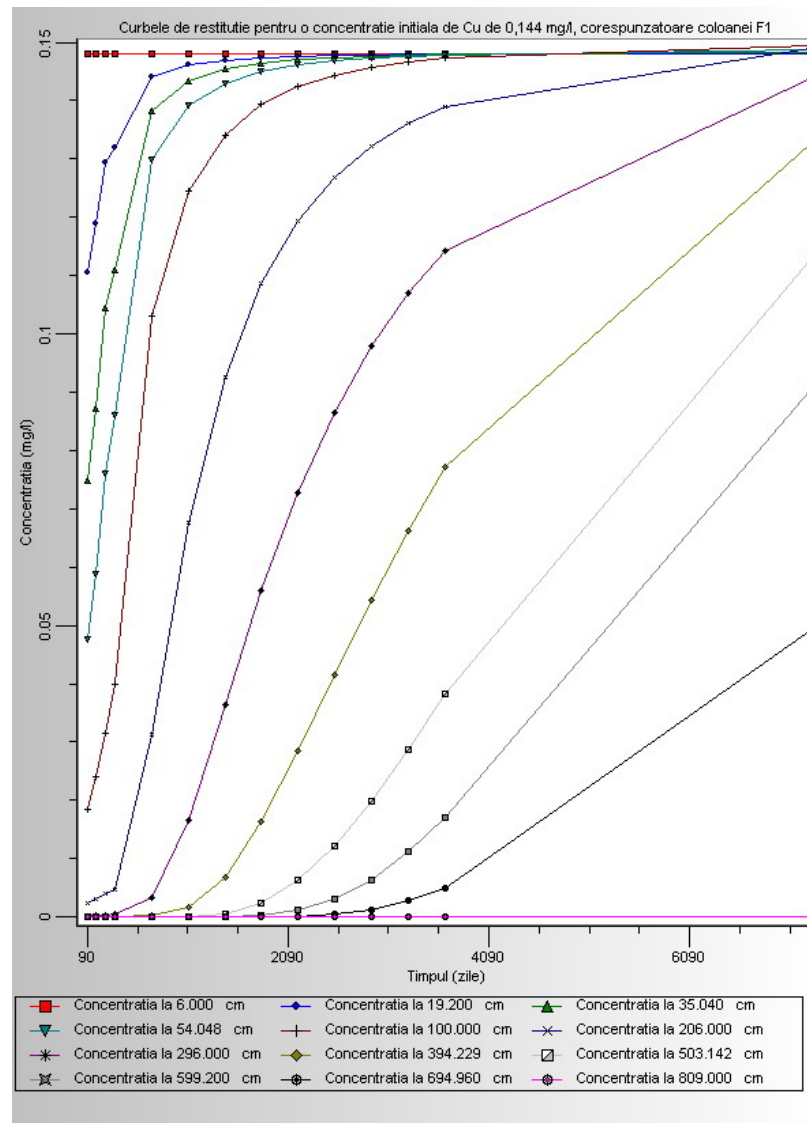
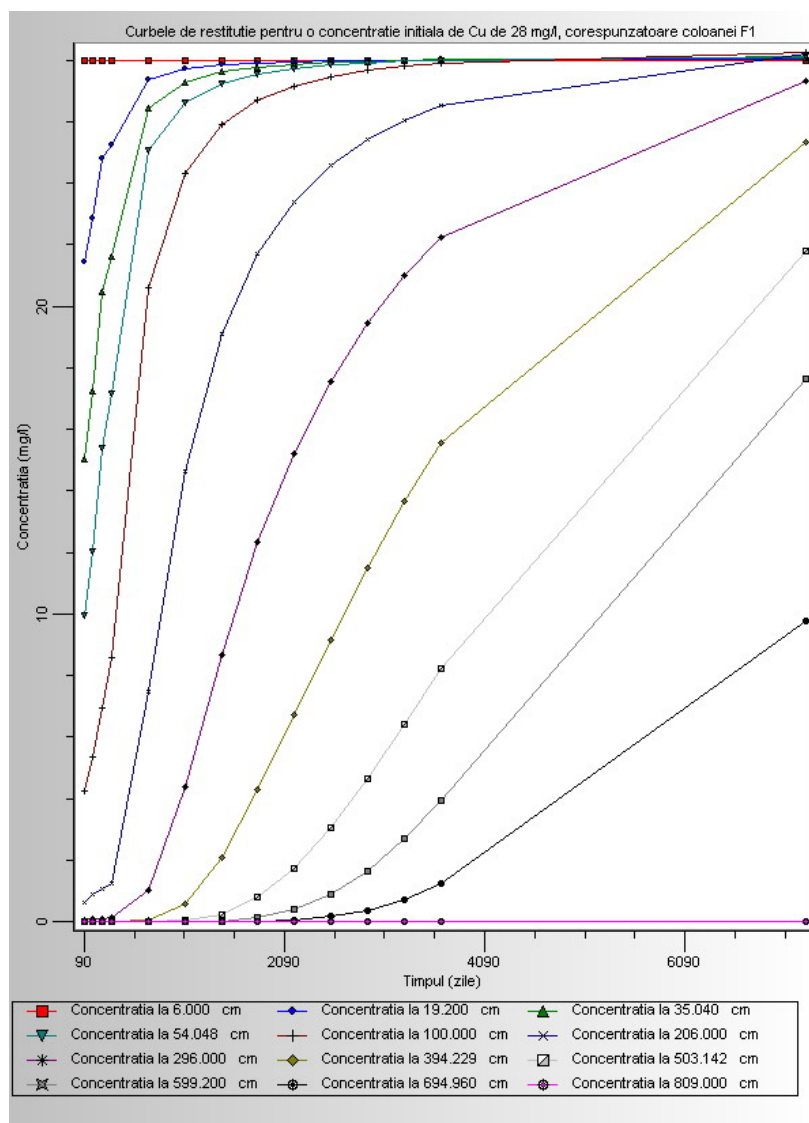


Fig. Curbele de restituție corespunzătoare profilului F1, pentru concentrații inițiale de cupru de 28 mg/l (proba P22) și 0,144 mg/l (proba P24).

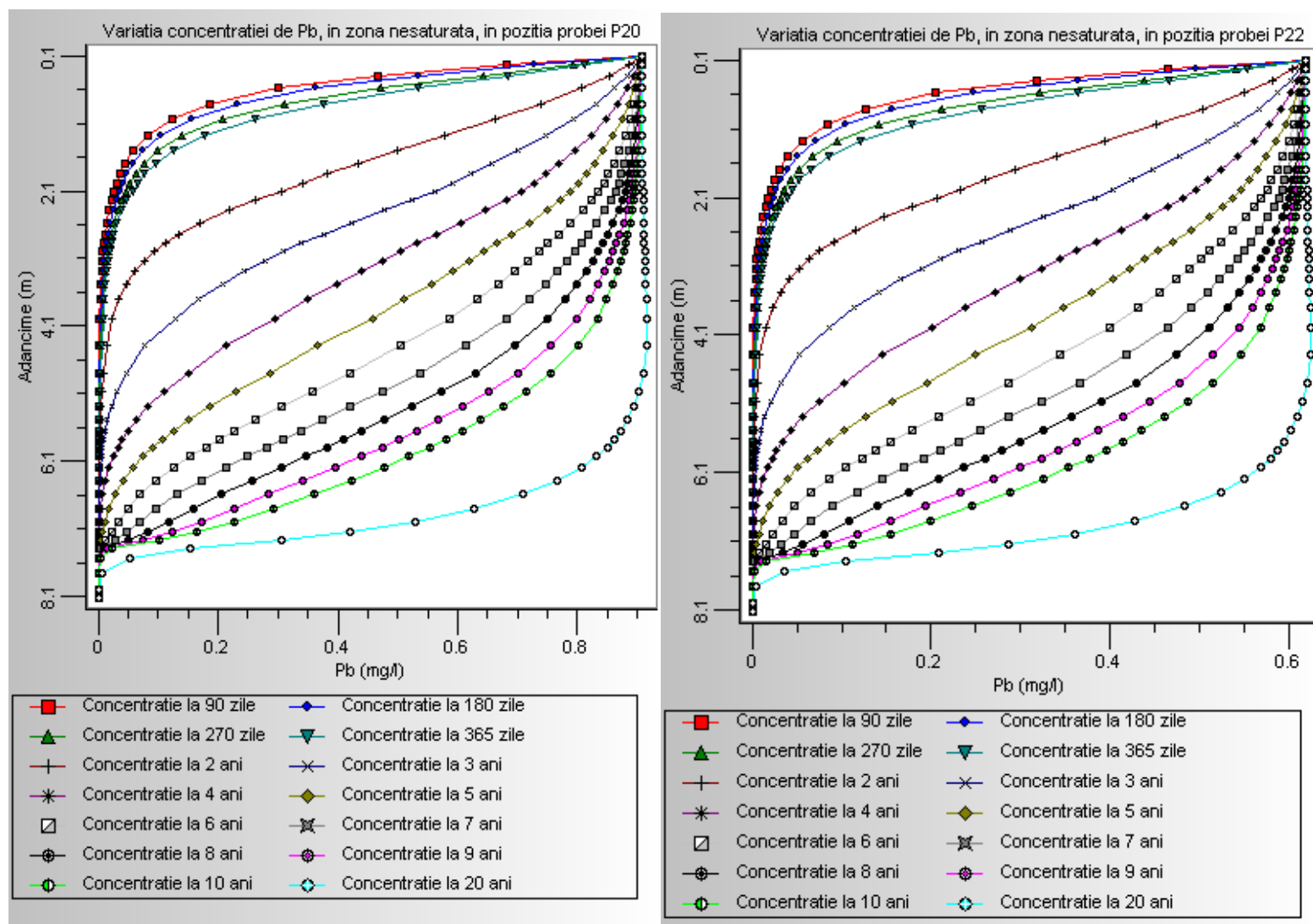


Fig. Variația concentrației de plumb, de-a lungul profilului, pentru concentrații inițiale (infiltrate) de 0,908 mg/l (proba P20) și 0,619 mg/l (proba P22)

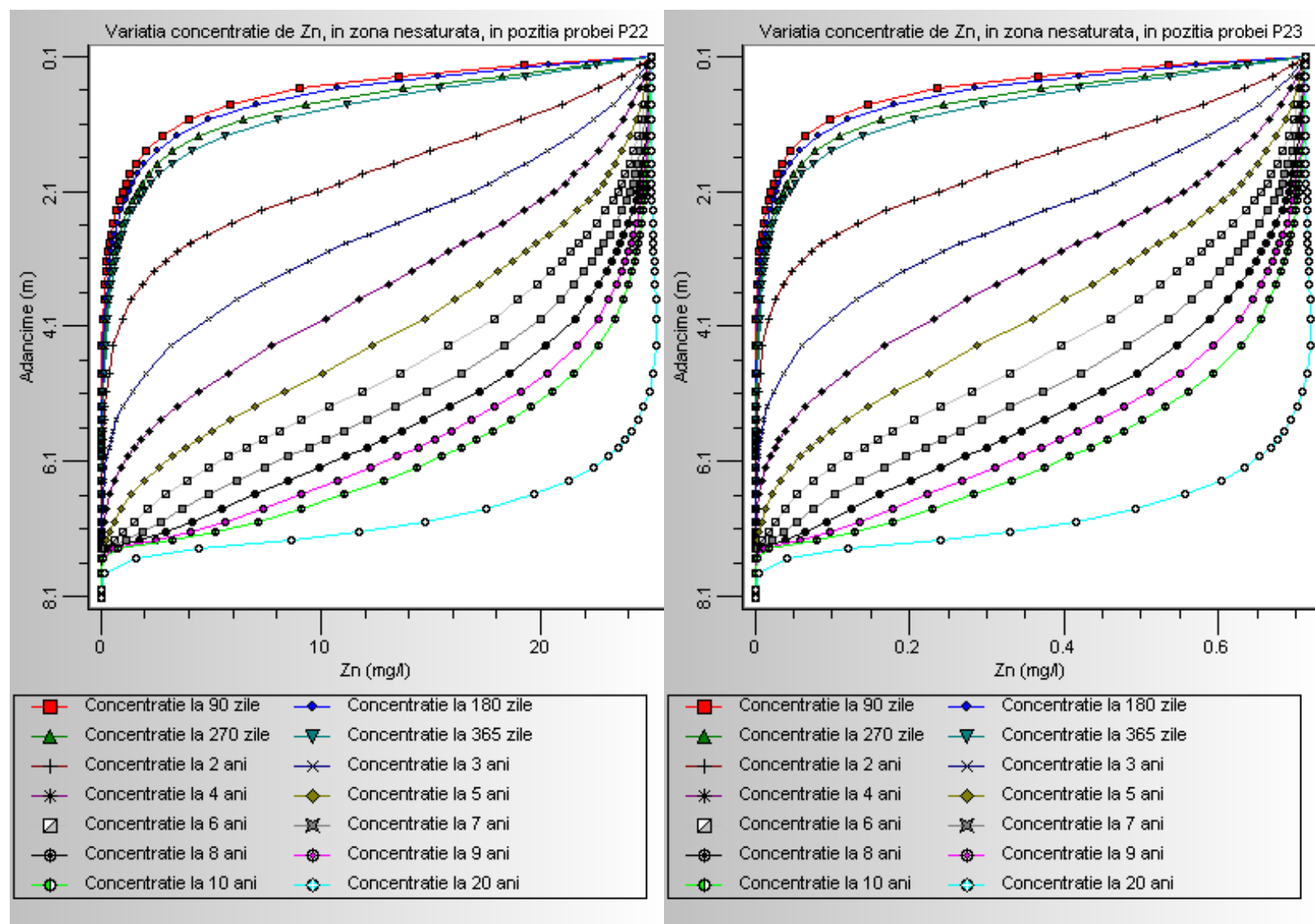


Fig. Variația concentrației de zinc, de-a lungul profilului, pentru concentrații inițiale (infiltrate) de 25 mg/l (proba P22) și 0,713 mg/l (proba P23)

Scenariul 1

A fost realizat modelul de distribuție a poluantului în zona vadoasă, plecând de la ipotezele specificate anterior, pentru următoarele concentrații inițiale:

- cupru - P22 = 28 mg/l și P 24 = 0,144 mg/l;
- plumb – P20 = 0,908 mg/l și P22 = 0.619 mg/l;
- zinc – P22 = 25 mg/l și P23 = 0.713 mg/l).

Acestea au fost considerate concentrațiile sursei de poluare pentru profilul realizat, respectiv condiții de tip concentrație constantă, pentru transport, la limita superioară. Aceste concentrații au fost determinate în probele prelevate.

Au fost reprezentate grafic atât variația concentrației de cupru, plumb, zinc, plecând de la concentrațiile inițiale (infiltrate) pe întreaga perioadă de simulare (90 zile, 180 zile, 270 zile, 1 an, 2 ani, 3 ani, 4 ani, 5 ani, 6 ani, 7 ani, 8 ani, 9 ani, 10 ani și 20 ani) cât și curbele de restituție. Aceste curbe ce arată în detaliu variația în timp a concentrației de metal la diferite adâncimi specifice (6,00 cm; 19,200 cm; 35,040 cm; 54,048 cm; 100,00 cm; 206,00 cm; 296,00 cm; 394,23 cm; 503,14 cm; 599,20 cm; 694,96 cm și 809,00 cm).

Analizând atât reprezentarea grafică a variației concentrației cu adâncimea, cât și valorile efective ale acestor concentrații observăm:

- La începutul perioadei de simulare (90 zile) concentrația de metal atinge cca. 25% din concentrația inițială la adâncimea de aproximativ 0,5 m., considerată adâncimea maximă la care pătrunde sistemul radicular al plantelor de cultură precum și a arbuștilor de mici dimensiuni;
- Frontul principal de poluare ajunge la sfârșitul perioadei de simulare (20 de ani) în baza depozitelor loessoide, la adâncimea medie a nivelului hidrostatic. La sfârșitul acestei perioade, concentrație atinge la adâncimea de cca. 7 m, 50 % din concentrația inițială de la suprafață a poluantului.

Curbele concentrațiilor de metal la diverse intervale de timp, pentru întreaga perioadă de simulare, ilustrează sugestiv propagarea frontului de

poluare la nivelul zonei vadoase, pentru structura litologică caracteristică zonei. Concentrațiile ridicate determinate în probele prelevate din acvifer pun în evidență caracterul istoric al poluării în această zonă industrială.

Curbele de restituție prezintă un maxim, la sfârșitul perioadei de simulare, până la adâncimea de 206,00 cm; nivel la care după această perioadă (20 ani) concentrație este similară celei inițiale. Apoi, datorită adsorbției și hidrodispersiei, concentrațiile maxime de la finalul perioadei, caracteristice diferitelor adâncimi scad. La o adâncime situată sub nivelul de 8 m, concentrație de metal rămâne egală cu 0 pentru întreaga perioadă de simulare.

Se poate concluziona că datorită adsorbției, pentru întreaga perioadă de simulare, concentrație de metal rămâne mai mică în apa din sol decât în sursă (debitul infiltrat).

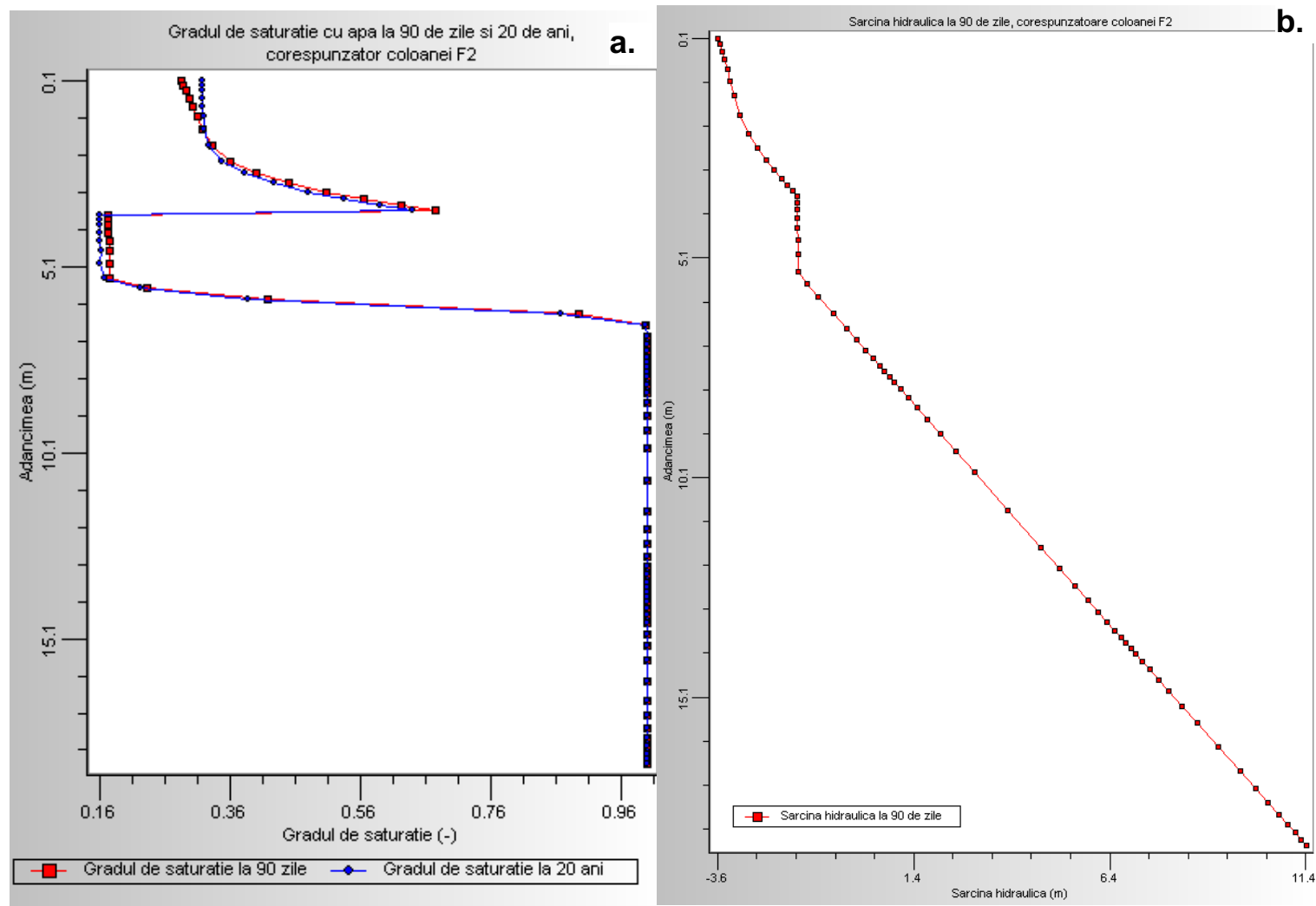
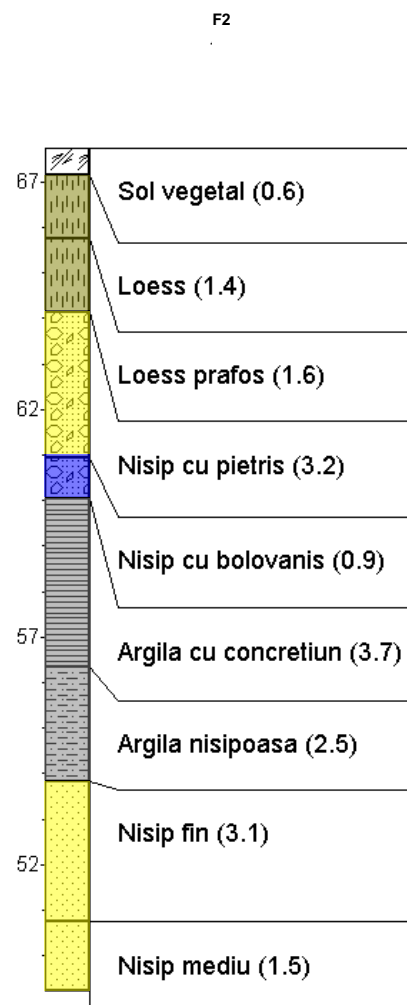


Fig. Coloana litologică F2 corespunzătoare structurii zonei vadoase pentru care s-a realizat al doilea scenariu de simulare;

a. Variația gradului de saturație cu apă la începutul și la sfârșitul simulării

b. Variația sarcinii hidroaice la începutul simulării

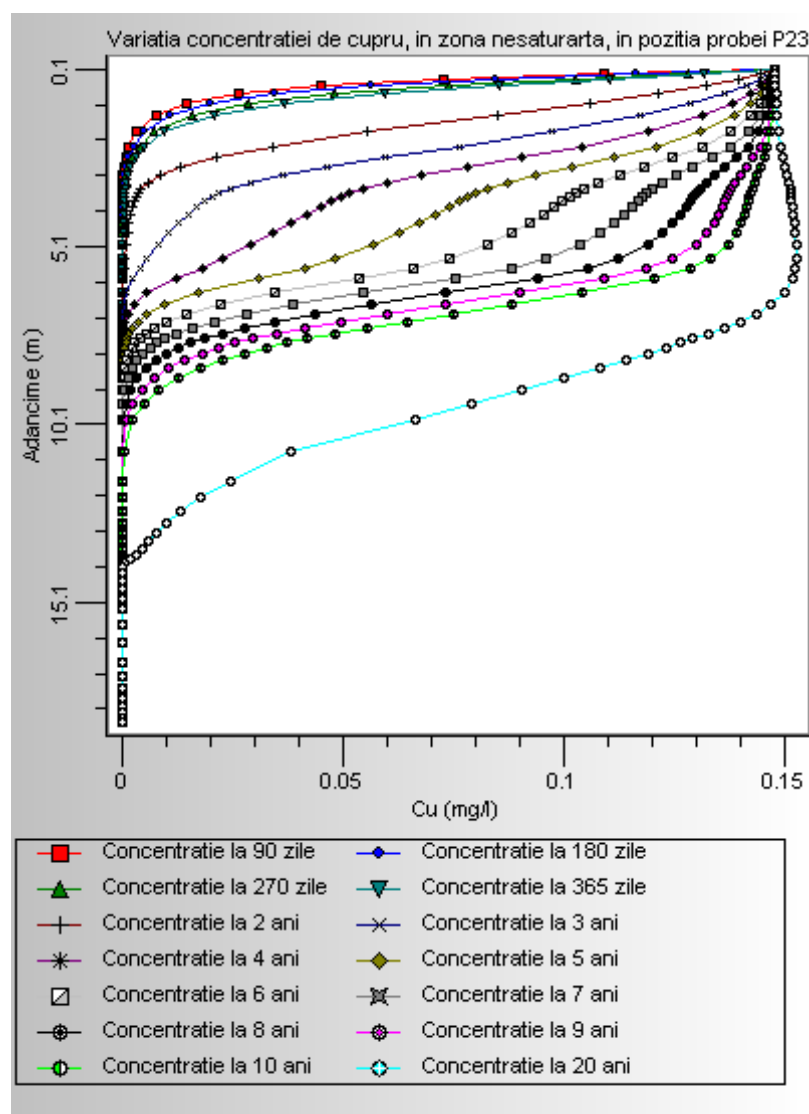
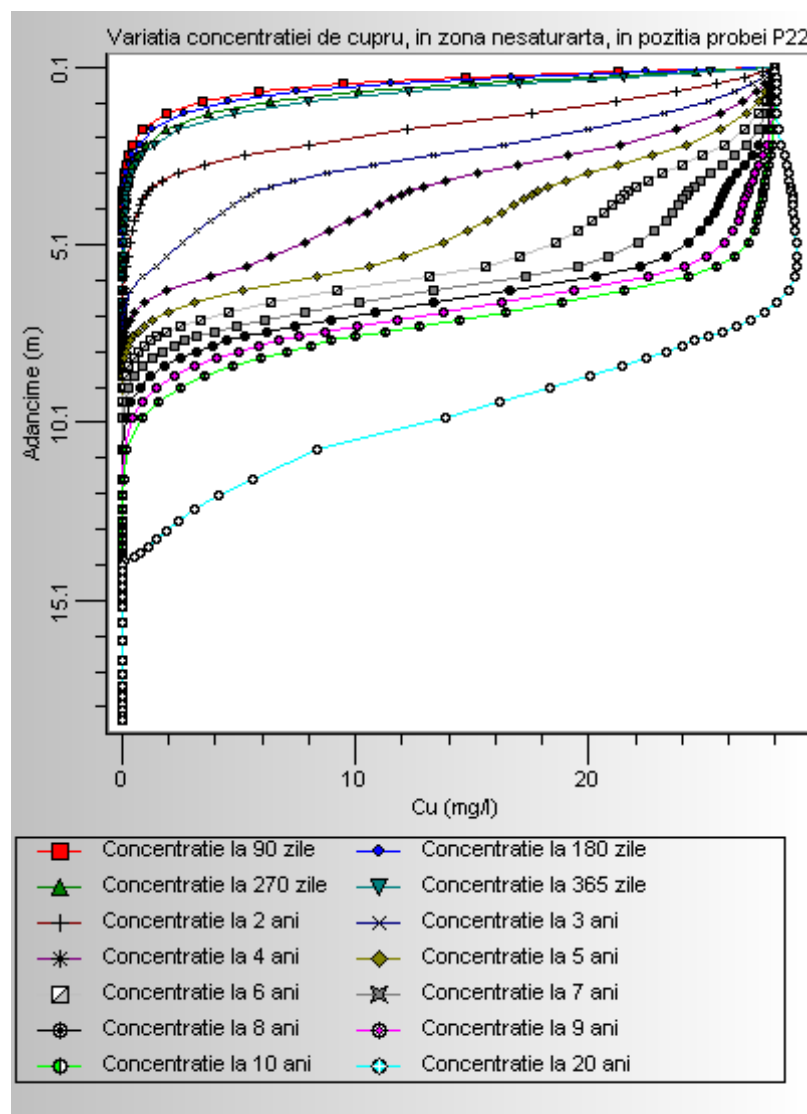


Fig. Variația concentrației de cupru, de-a lungul profilului, pentru concentrații inițiale (infiltrate) de 28 mg/l (proba P22) și 0,148 mg/l (proba P23).

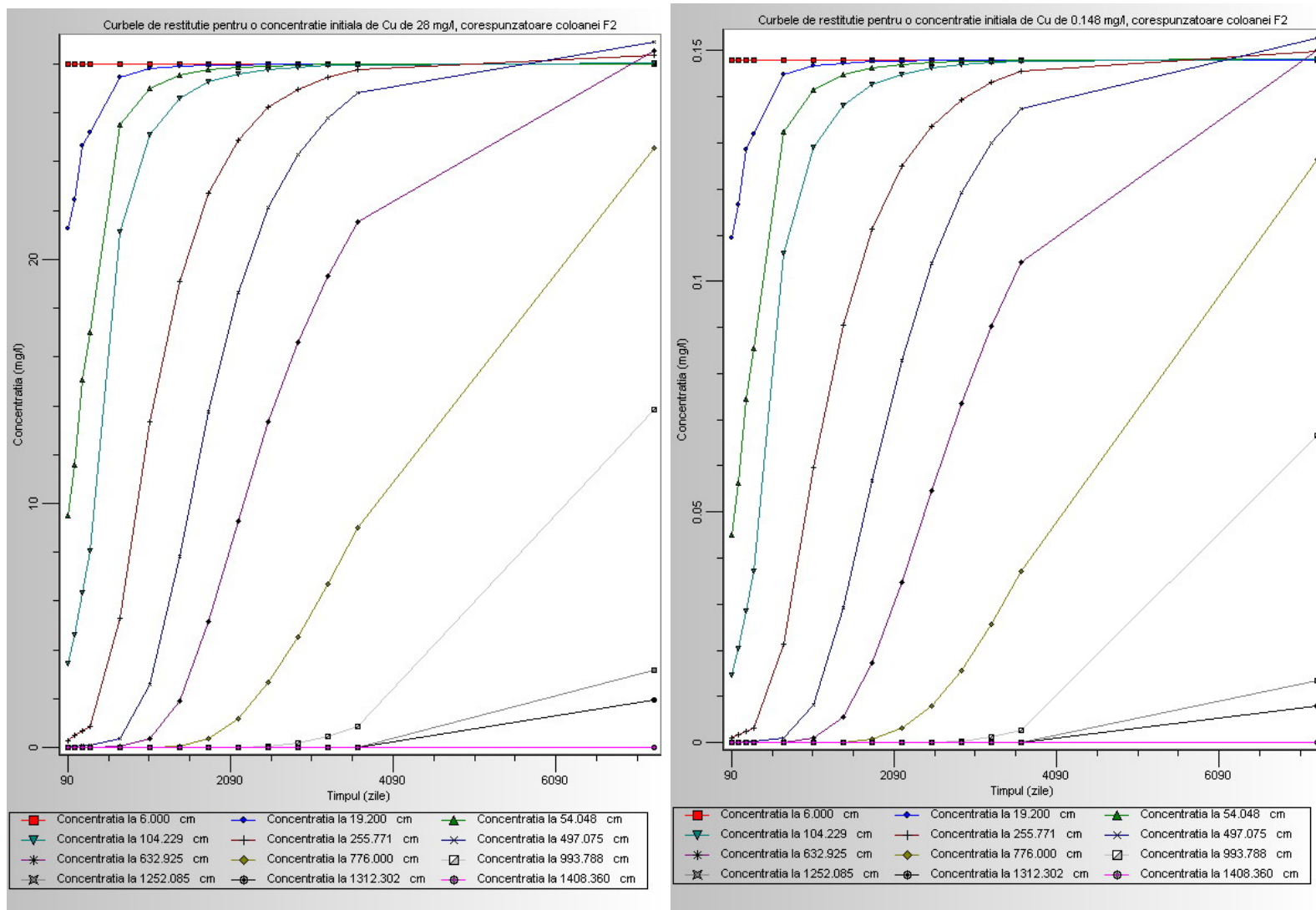


Fig. Curbele de restituție corespunzătoare profilului F2, pentru concentrații inițiale de cupru de 28 mg/l (proba P22) și 0,148 mg/l (proba P23).

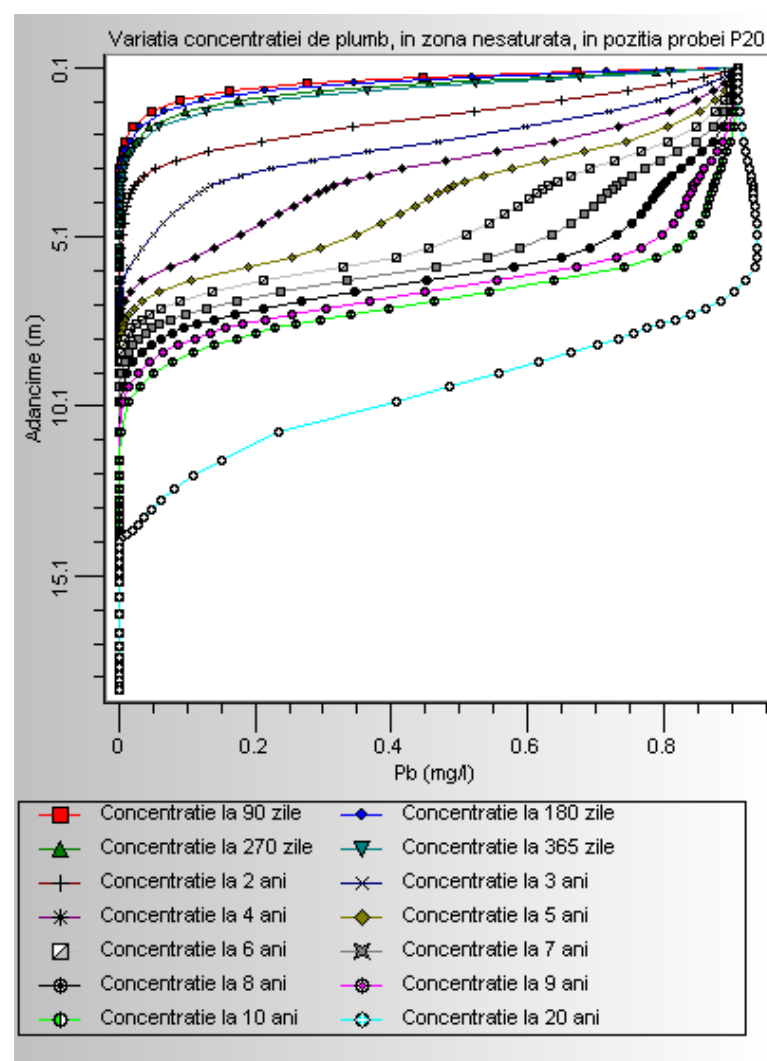
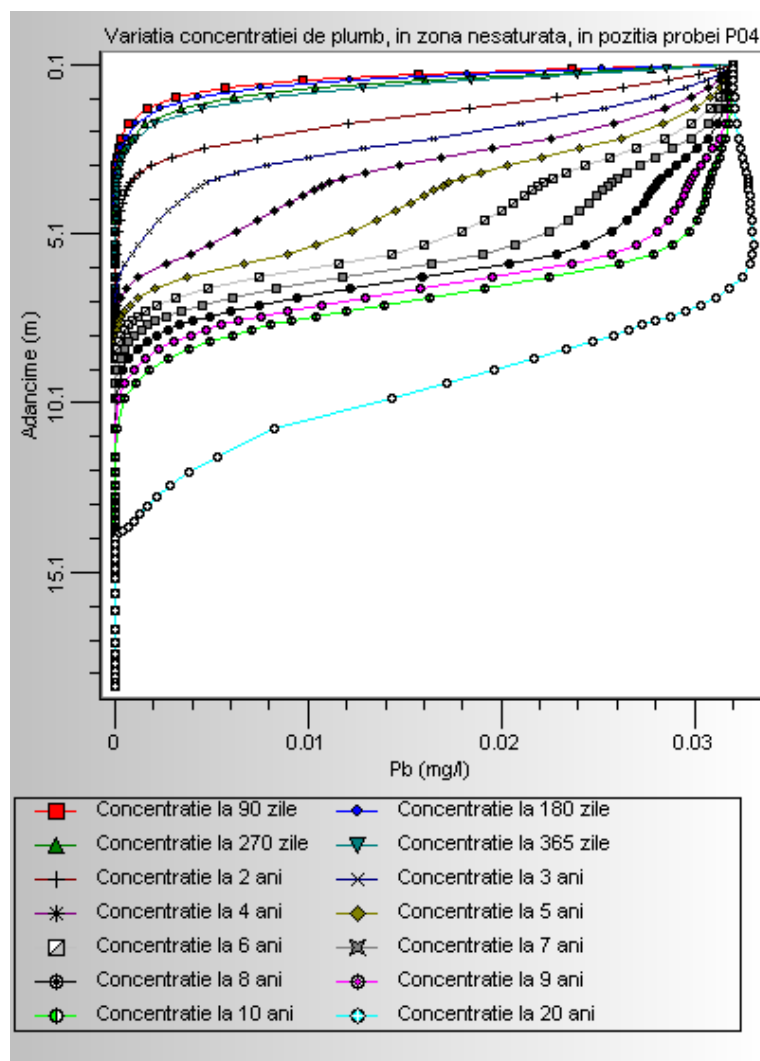


Fig. Variația concentrației de plumb, de-a lungul profilului, pentru concentrații inițiale (infiltrate) de 0,032 mg/l (proba P04) și 0,908 mg/l (proba P20)

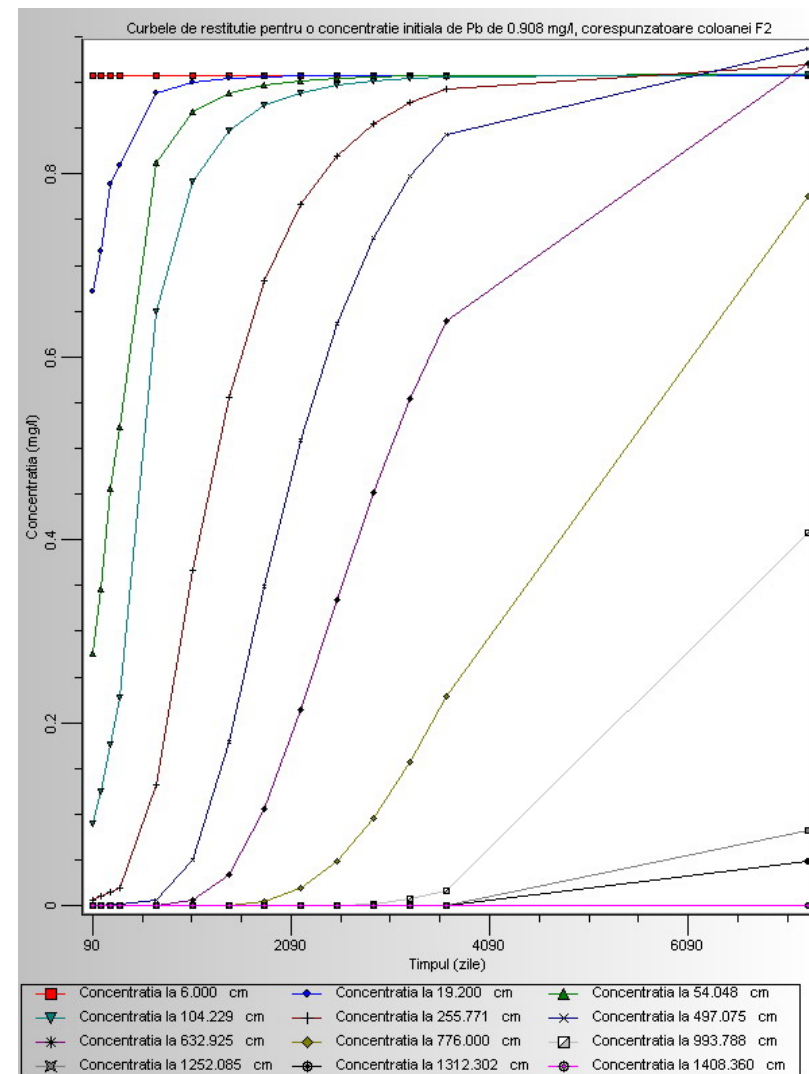
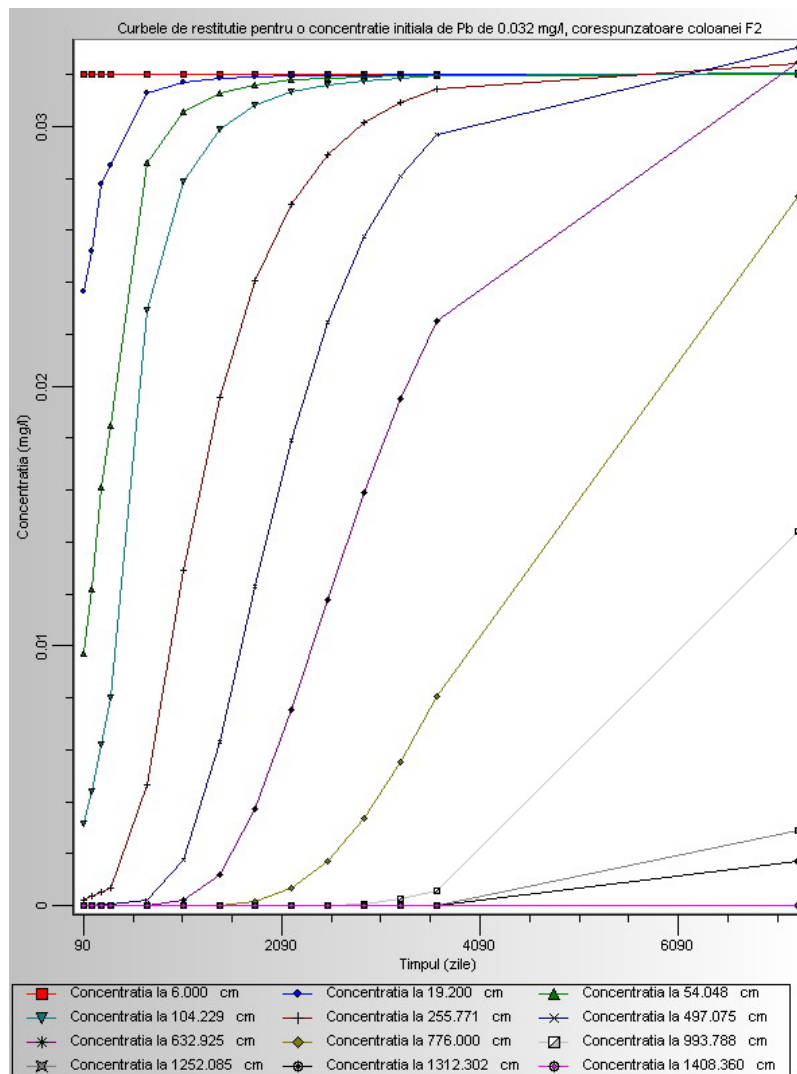


Fig. Curbele de restituție corespunzătoare profilului F2, pentru concentrații inițiale de plumb de 0,032 mg/l (proba P04) și 0,908 mg/l (proba P20).

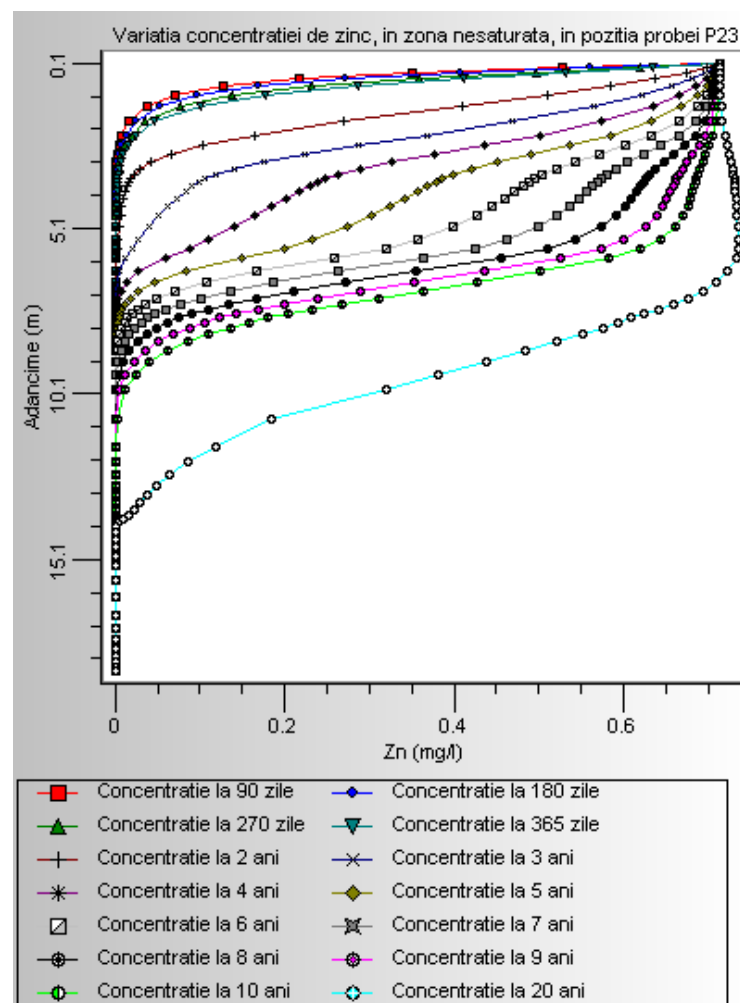
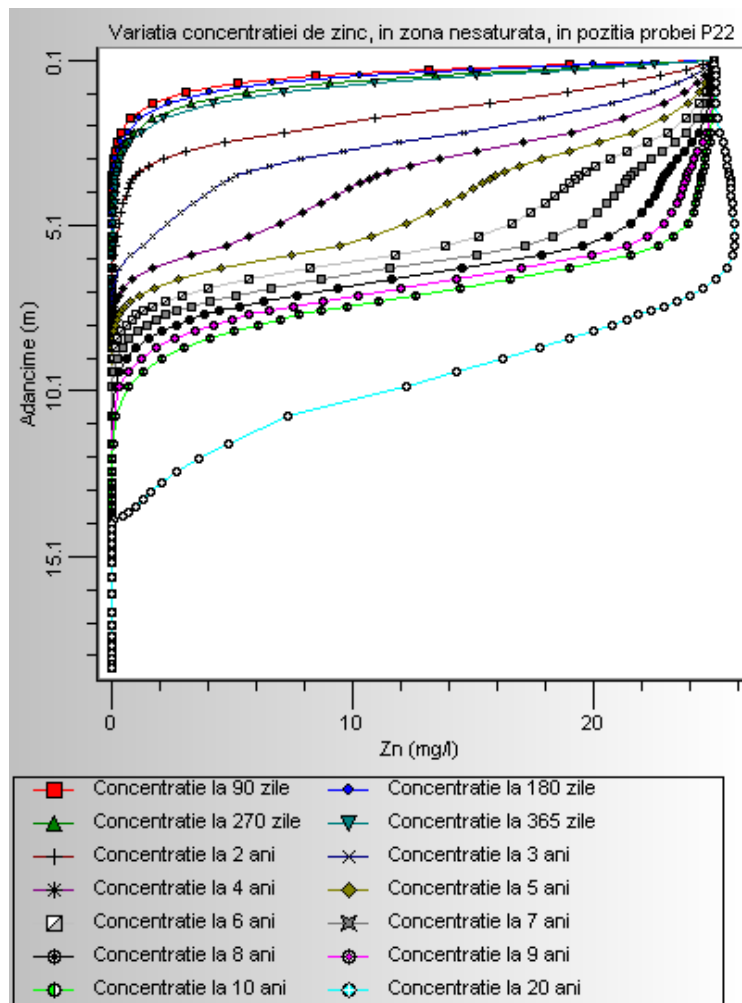


Fig. Variatia concentratiei de zinc, de-a lungul profilului, pentru concentratii initiale (infiltrate) de 25 mg/l (proba P22) si 0,713 mg/l (proba P23)

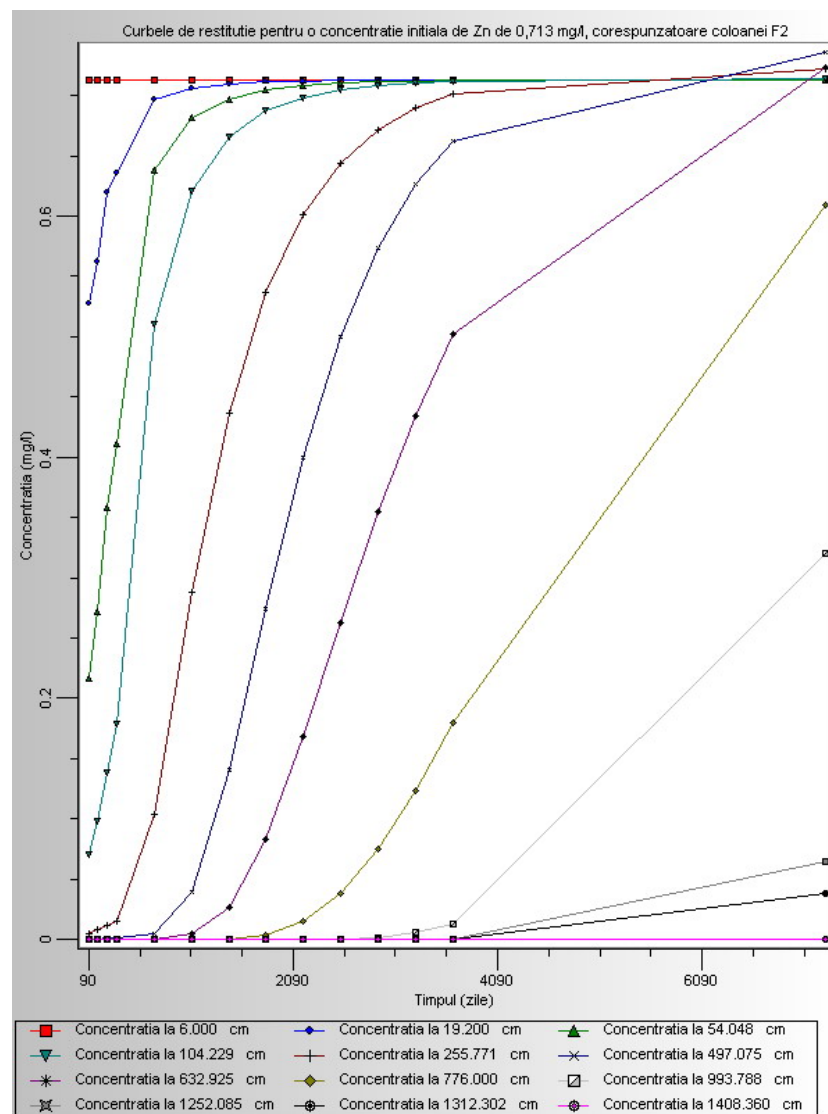
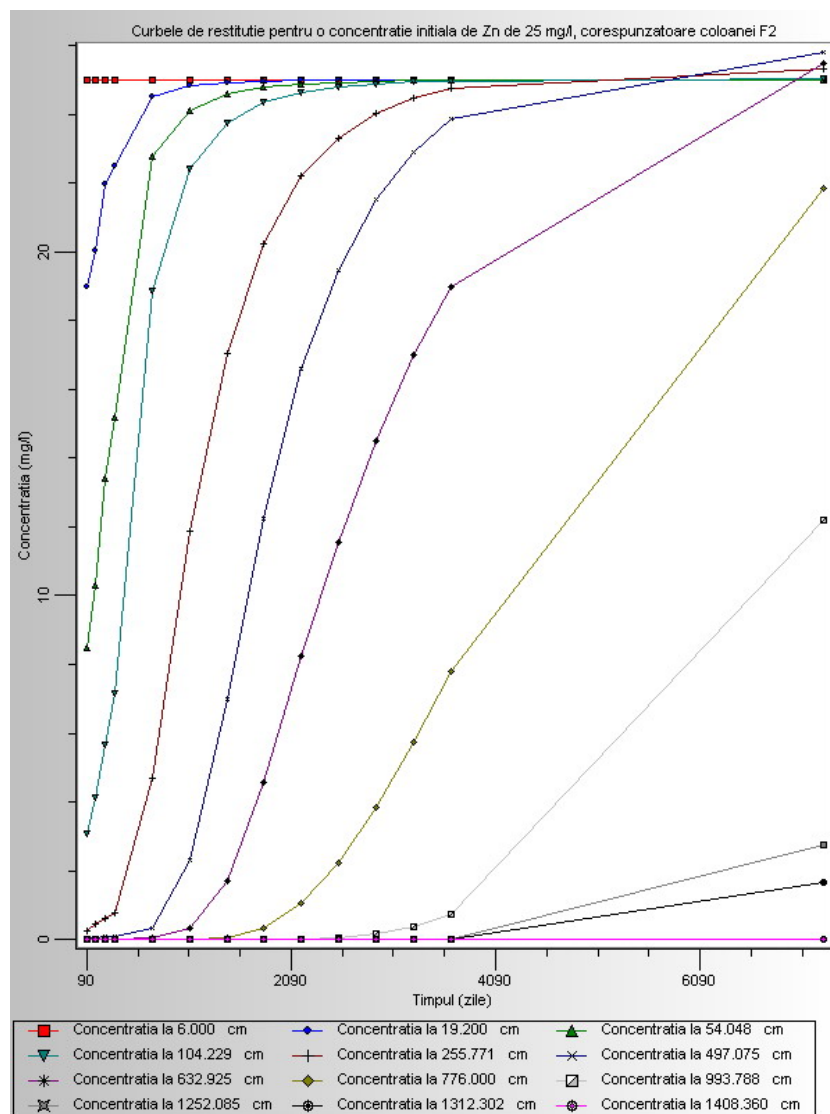


Fig. Curbele de restituție corespunzătoare profilului F2, pentru concentrații inițiale de zinc de 25 mg/l (proba P22) și 0,713 mg/l (proba P23).

Scenariul 2

A fost realizat modelul de distribuție a poluantului în zona vadoasă, plecând de la ipotezele specificate anterior, pentru următoarele concentrații inițiale:

- cupru - $P_{22} = 28 \text{ mg/l}$ și $P_{23} = 0,148 \text{ mg/l}$;
- plumb – $P_{20} = 0,908 \text{ mg/l}$ și $P_{04} = 0.032 \text{ mg/l}$;
- zinc – $P_{22} = 25 \text{ mg/l}$ și $P_{23} = 0.713 \text{ mg/l}$.

Ca și în primul caz, acestea au fost considerate concentrațiile sursei de poluare pentru profilul realizat, respectiv condiții de tip concentrație constantă, pentru transport, la limita superioară. Aceste concentrații au fost determinate în probele prelevate.

Au fost reprezentate grafic atât variația concentrației de cupru, plumb, zinc, plecând de la concentrațiile inițiale (infiltrate) pe întreaga perioadă de simulare (90 zile, 180 zile, 270 zile, 1 an, 2 ani, 3 ani, 4 ani, 5 ani, 6 ani, 7 ani, 8 ani, 9 ani, 10 ani și 20 ani) cât și curbele de restituție. Aceste curbe ce arată în detaliu variația în timp a concentrației de metal la diferite adâncimi specifice, în acest al doilea caz - 6,00 cm; 19,200 cm; 54,048 cm; 104,23 cm; 255,77 cm; 497,07 cm; 632,92 cm; 776,00 cm; 993,79 cm; 1252,08 cm; 1312,30 cm; 1408,360 cm.

Analizând atât reprezentarea grafică a variației concentrației cu adâncimea, cât și valorile efective ale acestor concentrații observăm:

- La începutul perioadei de simulare (90 zile) concentrația de metal atinge cca. 25% din concentrația inițială la adâncimea de aproximativ 0,5 m., considerată adâncimea maximă la care pătrunde sistemul radicular al plantelor de cultură precum și a arbuștilor de mici dimensiuni;
- Frontul principal de poluare ajunge la sfârșitul perioadei de simulare (20 de ani) în la o adâncimea medie de 9,5 – 10 m aflată sub nivelul hidrostatic. La sfârșitul acestei perioade, concentrație atinge la această adâncime, 50 % din concentrația inițială de la suprafață a poluantului.

Curbele concentrațiilor de metal la diverse intervale de timp, pentru întreaga perioadă de simulare, ilustrează sugestiv propagarea frontului de poluare la nivelul zonei vadoase, pentru structura litologică caracteristică zonei. Concentrațiile ridicate determinate în probele prelevate din acvifer pun în evidență caracterul istoric al poluării în această zonă industrială.

Spre deosebire de primul caz (scenariul 1), ritmul de creștere al concentrației este mai rapid iar procesul de adsorbție este mai diminuat, concentrațiile mai ridicate de metal, înregistrându-se la adâncimi mai mari, situate sub adâncimea nivelului hidrostatic. Acest aspect poate fi pus pe seama grosimii inferioare a depozitelor loessoide din zona vadoasă (3 m spre deosebire de 7 m în primul caz).

Astfel protecția oferită acviferului de către zona vadoasă, în cazul scenariului al doilea, este net inferioară. O reducere a grosimii depozitelor loessoide la jumătate determină apariția concentrațiilor ridicate de metal (cca. 50% din concentrație inițială) la adâncimi mai mari cu cca. 3 m față de primul caz.

Este important de semnalat că adâncimea nivelului hidrostatic era comparabilă în cele două situații.

Curbele de restituție prezintă un maxim, la sfârșitul perioadei de simulare, până la adâncimea de 632,92 cm; nivel la care după această perioadă (20 ani) concentrație este similară celei inițiale. Apoi, datorită adsorbției și hidrodispersiei, concentrațiile maxime de la finalul perioadei, caracteristice diferitelor adâncimi scad. La o adâncime situată sub nivelul de 14 m, concentrație de metal rămâne egală cu 0 pentru întreaga perioadă de simulare.

Spre deosebire de scenariul 1, se poate observa o propagare mult mai profundă a poluantului, adâncimea la care influența acestuia este redusă la 0 prin adsorbție, la sfârșitul perioadei de simulare (20 ani) este net inferioară – cca. 14 m în loc de cca. 8 m.

9.2.2. Modelul poluării zonei saturate din zona Neferal – Acumulatorul

Atât pentru realizarea modelului hidrodinamic al acviferului freatic din zona studiată cât și pentru studiul distribuției metalelor grele, a fost utilizat programul Visual MODFLOW. Programul permite realizarea de modele numerice pentru curgere și transport în mediul saturat, utilizând metoda diferențelor finite, printre altele, având integrate modulele MODFLOW, MODPATH și MT3D. Acesta din urmă constituie un instrument complex de modelare a transportului soluțiilor cu simularea advecției, dispersiei și a reacțiilor chimice ale contaminanților în apele subterane.

Modelul poluării zonei saturate din zona Neferal – Acumulatorul

Atât pentru realizarea modelului hidrodinamic al acviferului freatic din zona studiată cât și pentru studiul distribuției metalelor grele, a fost utilizat programul Visual MODFLOW. Programul permite realizarea de modele numerice pentru curgere și transport în mediul saturat, utilizând metoda diferențelor finite, printre altele, având integrate modulele MODFLOW, MODPATH și MT3D. Acesta din urmă constituie un instrument complex de modelare a transportului soluțiilor cu simularea advecției, dispersiei și a reacțiilor chimice ale contaminațiilor în apele subterane.

Modelul hidrodinamic

În condițiile particulare ale sistemului acvifer din zona Pantelimon avem un acvifer freatic cu grosime constantă, drenat de lacul Cernica, într-un regim de curgere staționar, plan-orizontal.

Acviferul freatic într-o primă aproximare va fi considerat omogen și izotrop, cu o conductivitate de 50 m/zi și o porozitate activă de 25%.

Zona studiată este delimitată:

- în plan orizontal:
 - la nord de o linie de sarcină piezometrică constantă, orientată V – E, de-a lungul hidroizohipsei de 63 m;
 - la sud de o linie de sarcină piezometrică constantă reprezentată de conturul lacului Cernica (+54 m la vest de baraj și +48 m la est de baraj)
- în plan vertical:
 - în culcuș, formațiuni impermeabile (fără alimentare prin drenanță);
 - În acoperiș, (alimentare din infiltrații prin depozitele loessoide ale zonei vadoase cu valori de 150 mm/an).

Spectrul hidrodinamic rezultat indică o direcție principală de curgere orientată nord-sud. În vecinătatea lacului Cernica, datorită barajului și deversorului se produce o perturbare locală a direcțiilor de curgere și o creștere a vitezelor de curgere.

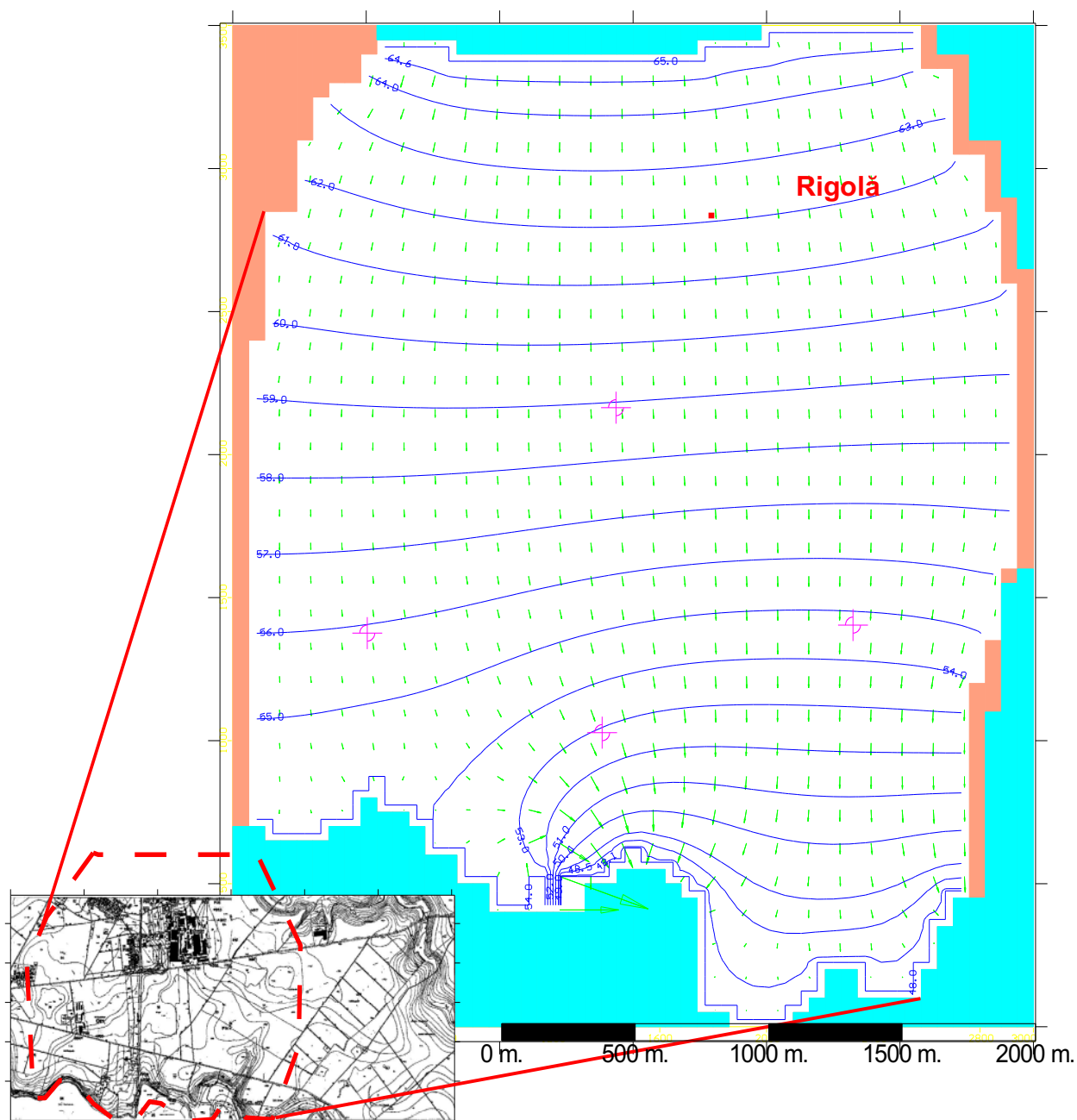


Fig. Modelul hidrodinamic al acviferului freatic din zona studiată, delimitarea arealului pentru care s-a realizat modelul, harta cu echipotențiale și direcții de curgere a apei subterane

O analiza statistică globală a vitezelor de curgere indică o distribuție lognormală a vitezelor de curgere cu o asimetrie de 10,14. Logaritmarea valorilor vitezei conduce la o reducere a asimetriei la $-1,88$.

Valoarea medie a vitezei este de 1,54 m/zi cu o dispersie de 1,08 și o eroare de estimare de 1,01. Valorile extreme ale vitezelor de curgere sunt:

- VALOAREA MINIMĂ: 0,07 m/zi;
- VALOAREA MAXIMĂ: 17,95 m/zi.

Curgerea în acviferul freatic, pe toata perioada modelată este considerată staționară, deoarece variațiile nivelului piezometric sunt reduse în raport cu grosimea acestuia.

Modelul hidrochimic

Modelul hidrochimic are ca fundament modelul hidrodinamic al curgerii apelor subterane din acviferul freatic.

Sursa de poluare este de tip linear (pe traseul rigolei) și de concentrație constantă pe toată perioada de calcul. Legătura hidraulică dintre rigolă și acviferul freatic se face prin infiltrare verticală pe grosimea de 7 m a zonei vadoase. Concentrațiile luate în considerare sunt cele ajunse în acvifer după 20 de ani de migrare prin zona vadoasă .

Concentrațiile metalelor grele în apa din acvifer, utilizate la modelarea poluării cu metale grele.

Elementul	Concentrații în apa rigolă[mg/l]	
	Amonte haldă	Aval haldă
Aluminiu	2,13	57,000
Cupru	0,140	26,910
Plumb	0,030	0,860
Zinc	0,675	23,98

Pentru modelarea variațiilor concentrațiilor metalelor grele selectate s-au utilizat următorii parametri:

- concentrația inițială a poluantului 0,0 mg/litru;
- un coeficient de difuzie de $1 \text{ m}^2/\text{zi}$;
- dispersivitatea de 100 m cu un raport de anizotropie de 0,1 între cea longitudinală și cea transversală;
- izotermă de tip Langmuir pentru toate metalele, parametri izotermelor fiind stabiliți în perioada de calare:
 - pentru aluminiu: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,01 \text{ kg/kg}$;
 - pentru cupru: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,039 \text{ kg/kg}$;

- pentru plumb: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,029 \text{ kg/kg}$;
- pentru zinc: $0,09 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,0228 \text{ kg/kg}$.

Cu acești parametri s-a modelat distribuția metalelor grele la diferite momente de la momentul ajungerii din rigolă în acvifer: 1 an, 5 ani, 10 ani, 20 ani și 25 ani (și aluminiului).

Momentul zero al modelului hidrochimic este anul 1985, când poluanții au ajuns în acvifer.

Distribuțiile metalelor grele la momentele 1, 5, 10 și 20 ani corespund intervalului 1985 - 2005 când sunt disponibile concentrațiile măsurate în piezometrele utilizate pentru calarea modelului.

Distribuțiile de la momentul 25 de ani, corespund anului 2010 și sunt o prognoză care va trebui verificată la momentul respectiv pe baza măsurărilor.

Fiecare din reprezentările realizate au marcate limitele conținuturilor minime admisibile, în conformitate cu stasul de potabilitate din România.

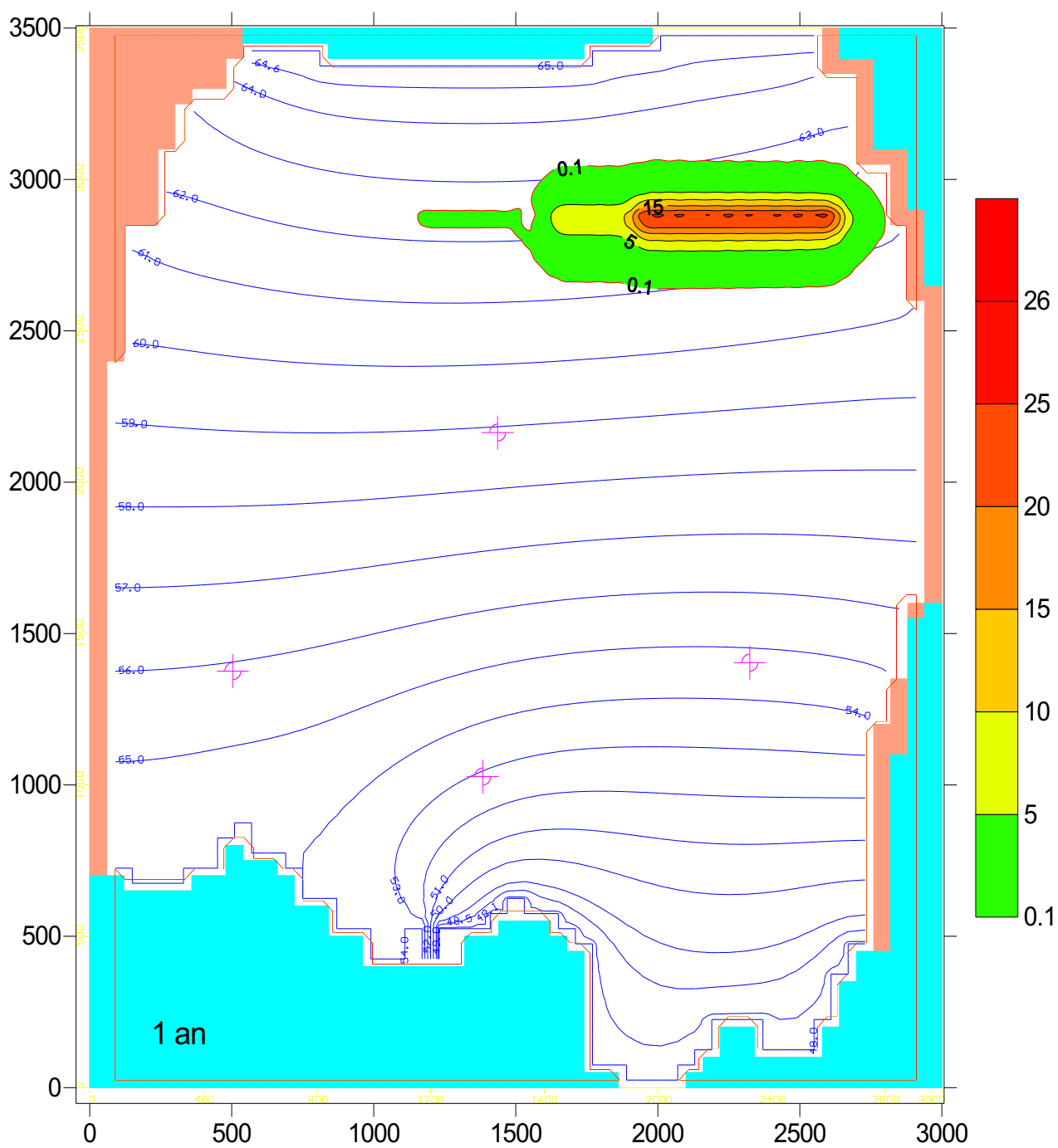


Fig. Distribuția concentrației de cupru, la nivelul acviferului, după 1 an (în mg/l)

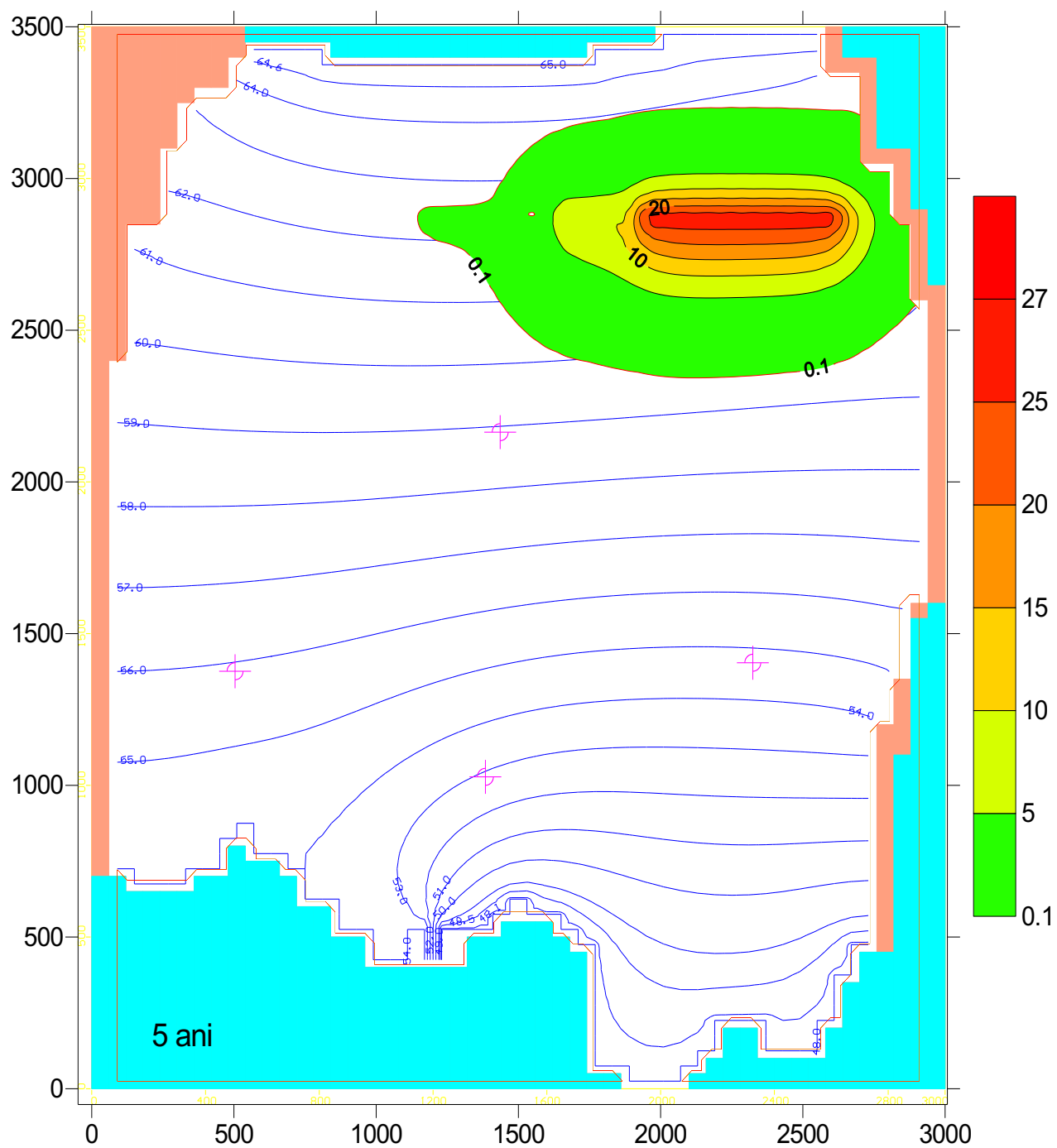


Fig. Distribuția concentrației de cupru, la nivelul acviferului, după 5 ani (în mg/l)

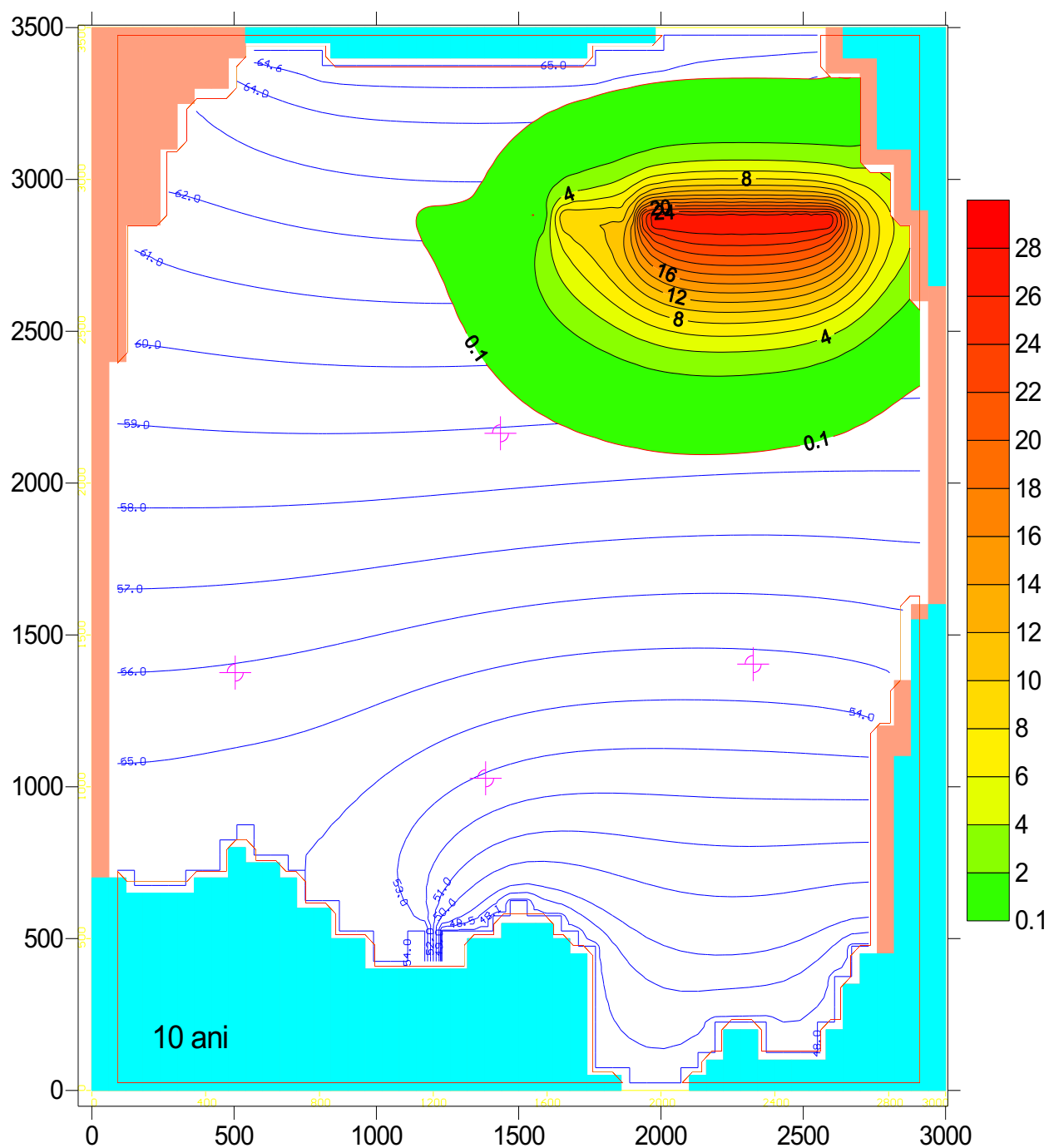


Fig. Distribuția concentrației de cupru, la nivelul acviferului, după 10 ani (în mg/l)

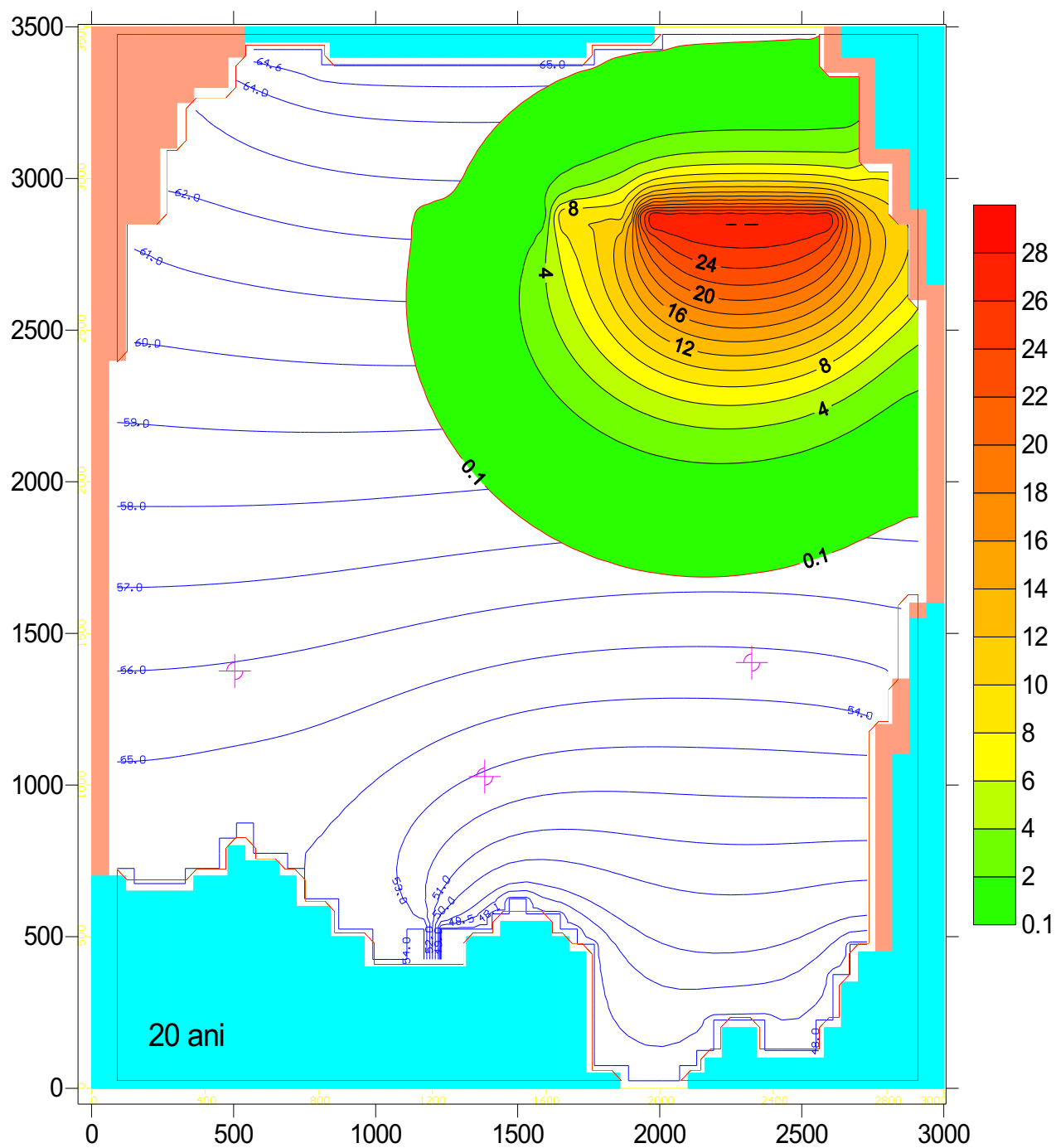


Fig. Distribuția concentrației de cupru, la nivelul acviferului, după 20 ani (în mg/l)

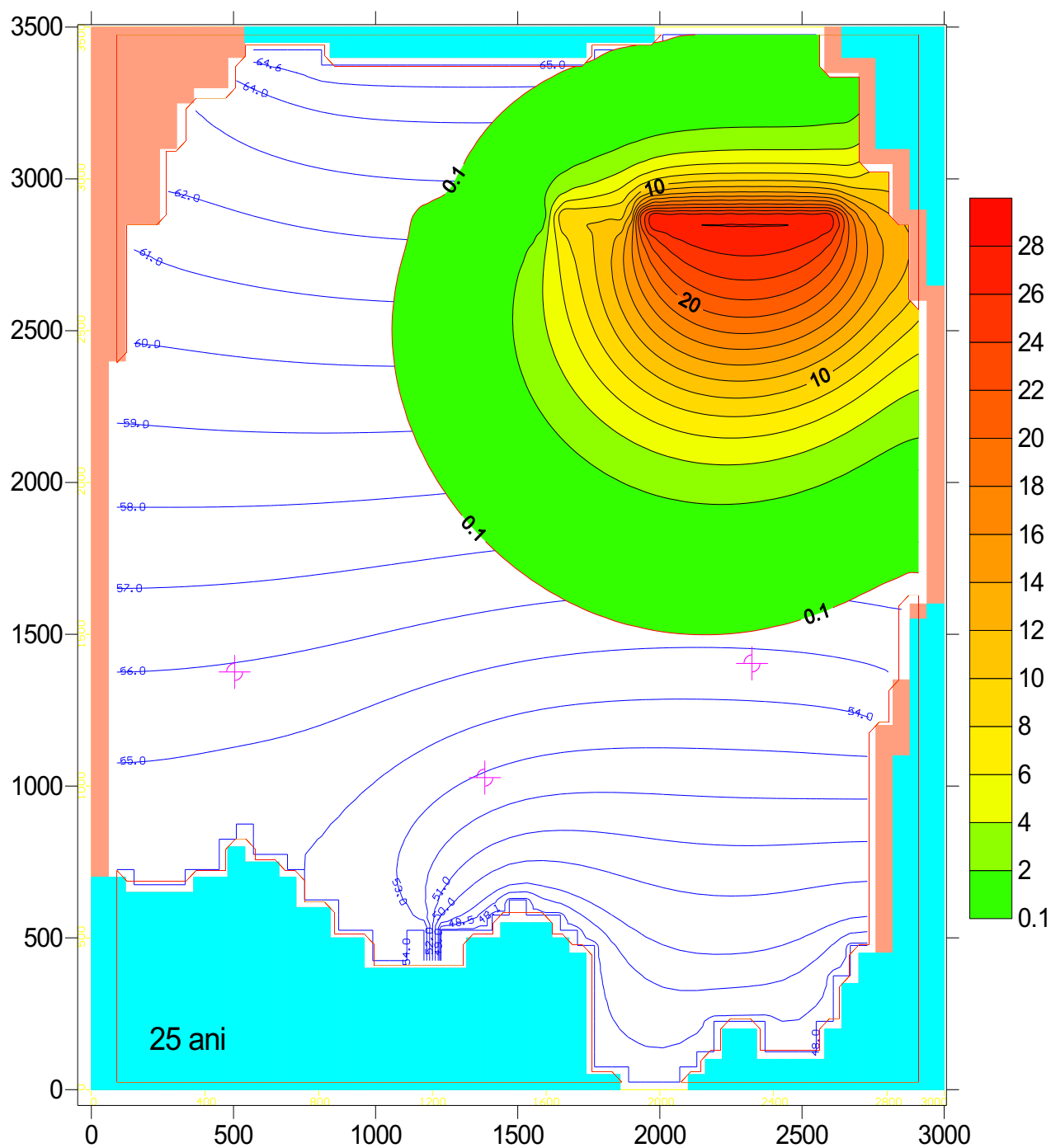


Fig. Distribuția concentrației de cupru, la nivelul acviferului, după 25 ani (în mg/l)

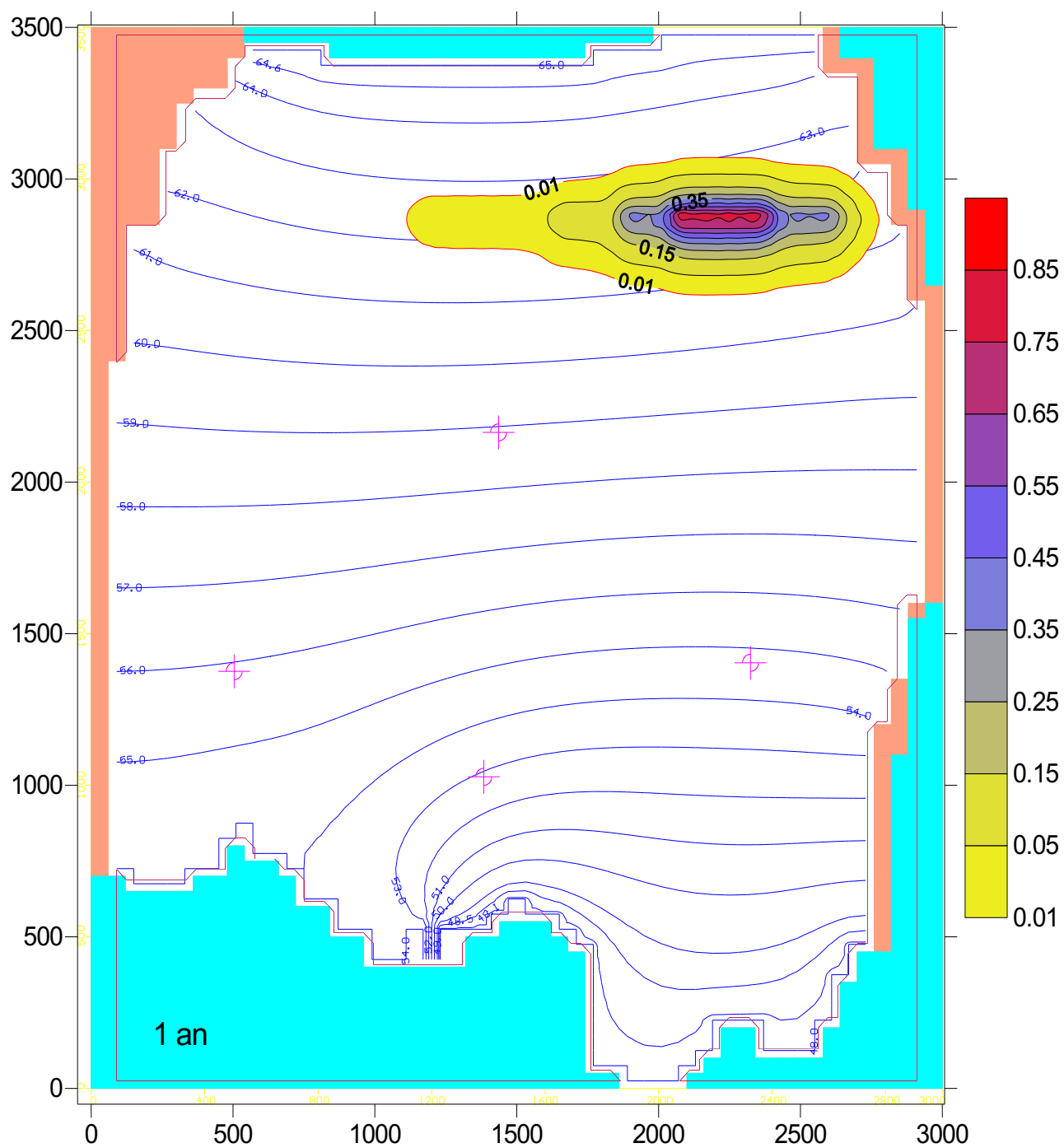


Fig. Distribuția concentrației de plumb, la nivelul acviferului, după 1 an (în mg/l)

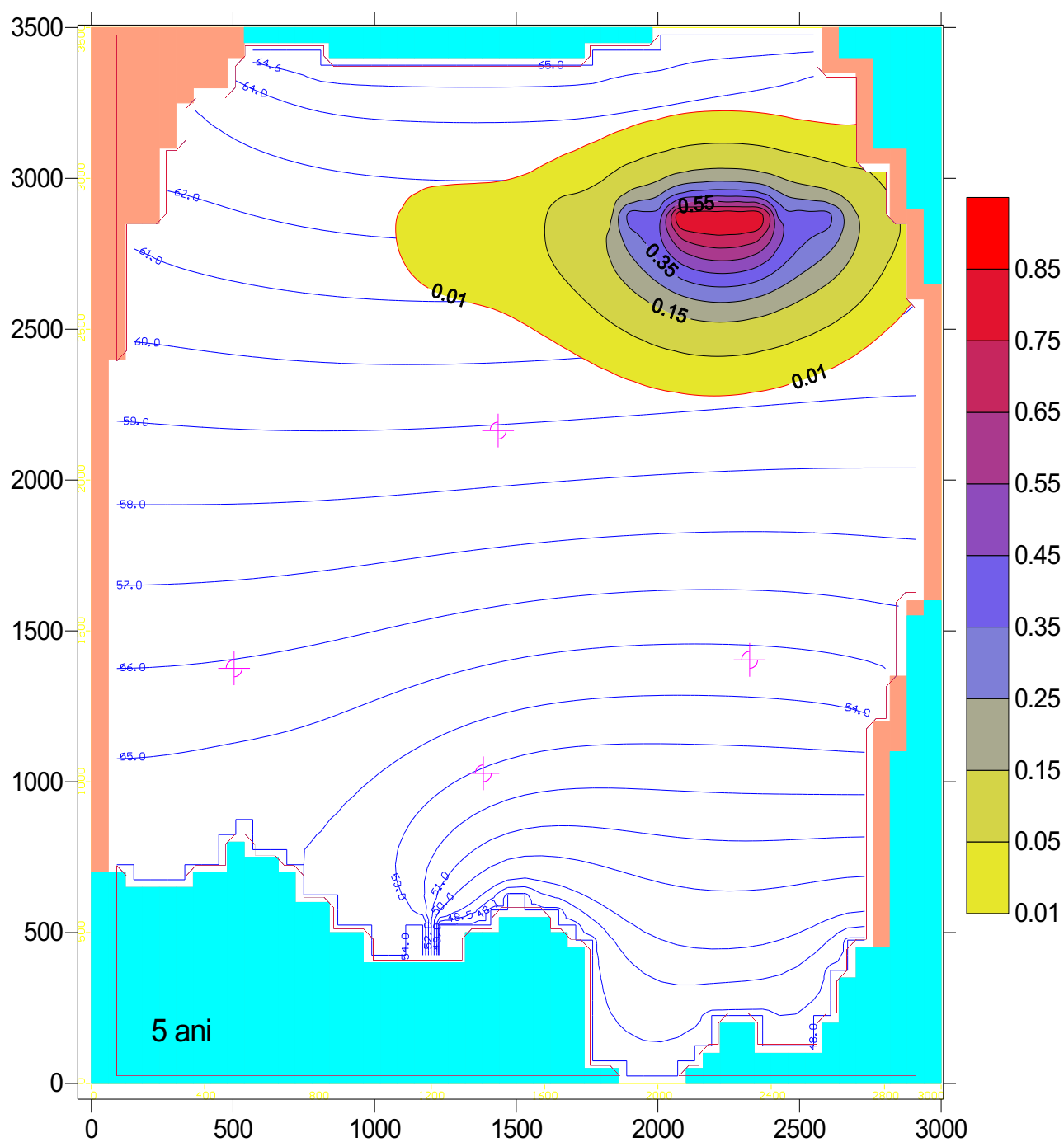


Fig. Distribuția concentrației de plumb, la nivelul acviferului, după 5 ani (în mg/l)

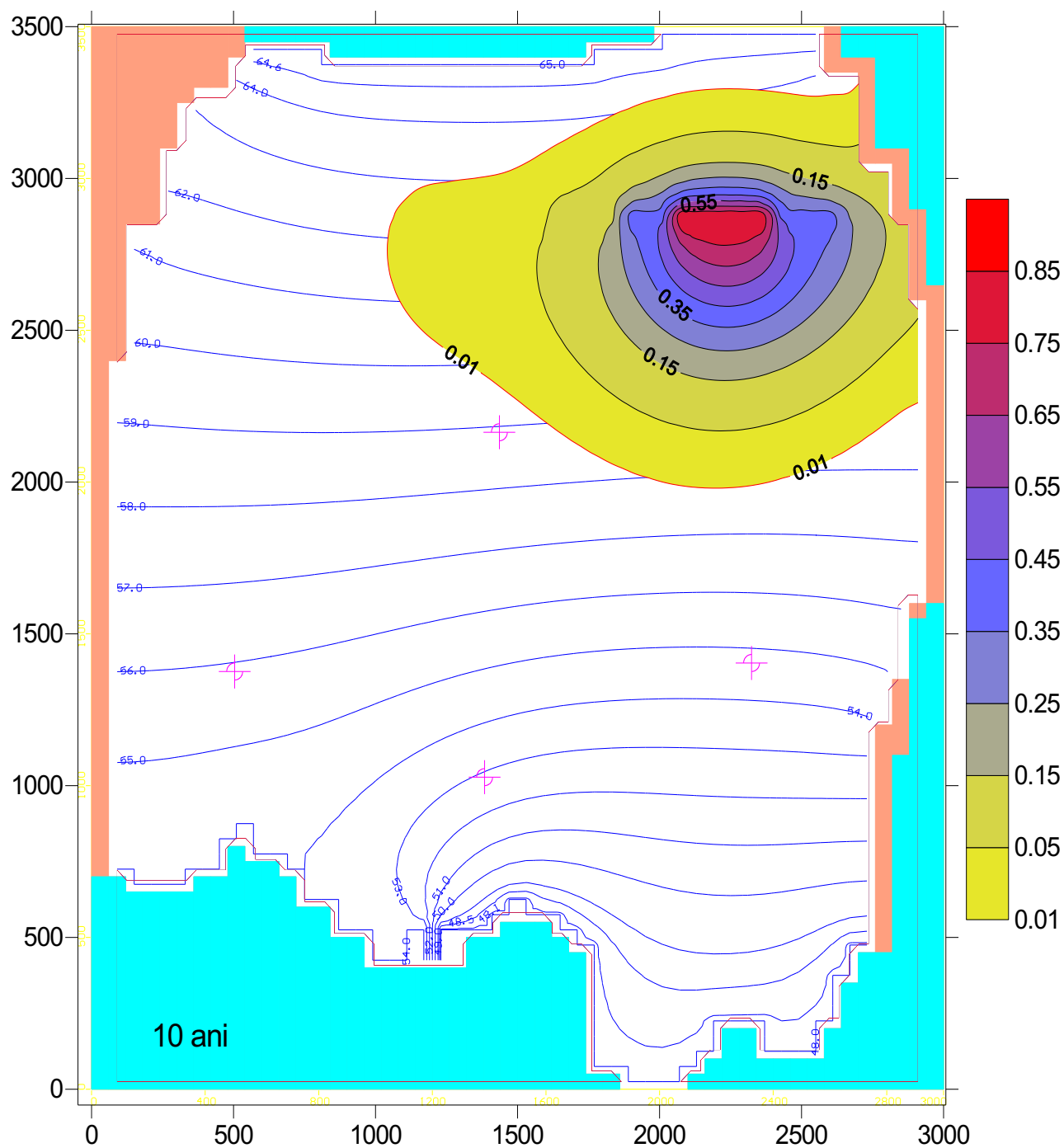


Fig. Distribuția concentrației de plumb, la nivelul acviferului, după 10 ani (în mg/l)

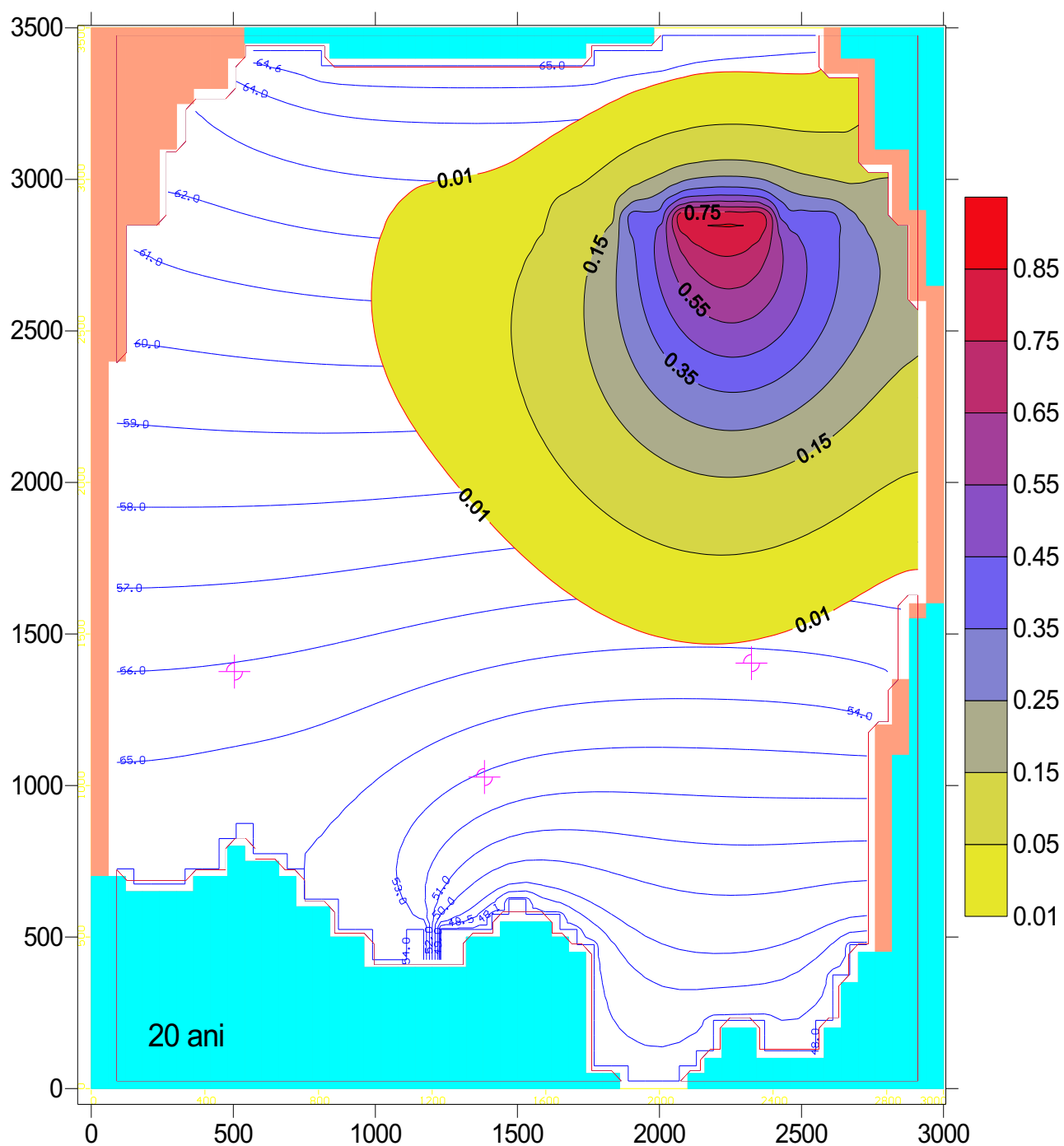


Fig. Distribuția concentrației de plumb, la nivelul acviferului, după 20 ani (în mg/l)

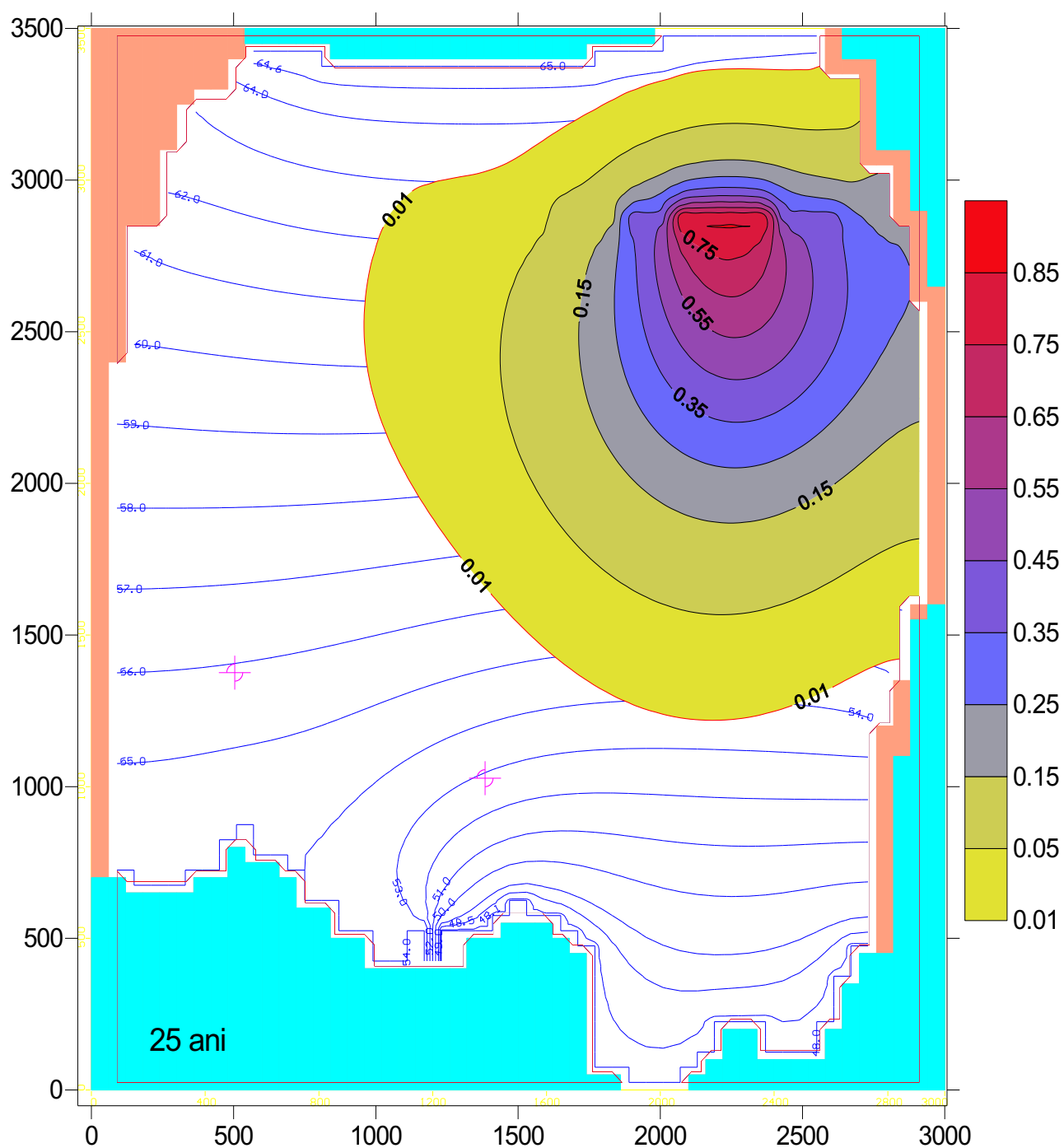


Fig. Distribuția concentrației de plumb, la nivelul acviferului, după 25 ani (în mg/l)

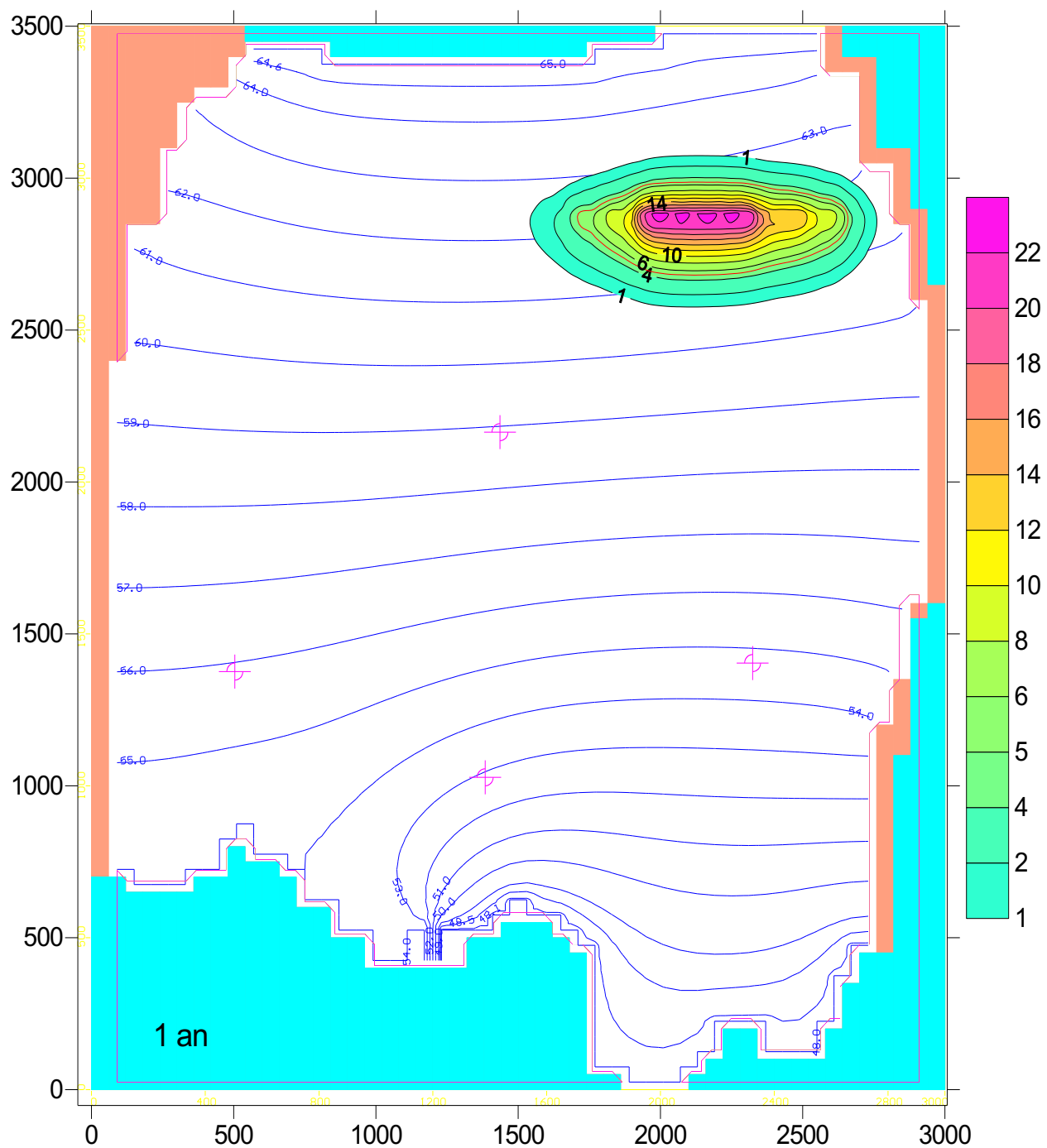


Fig. Distribuția concentrației de zinc, la nivelul acviferului, după 1 an (în mg/l)

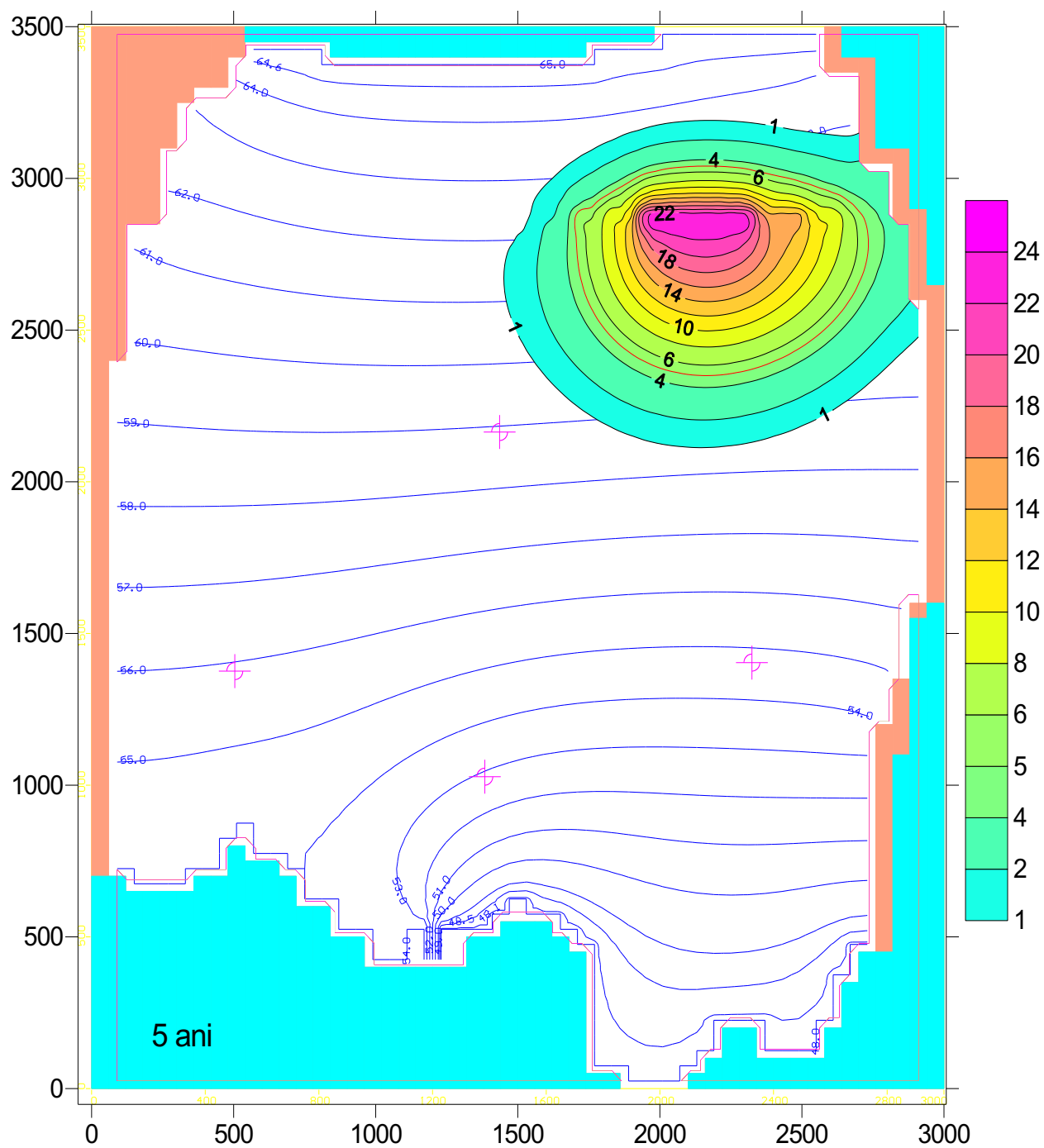


Fig. Distribuția concentrației de zinc, la nivelul acviferului, după 5 ani (în mg/l)

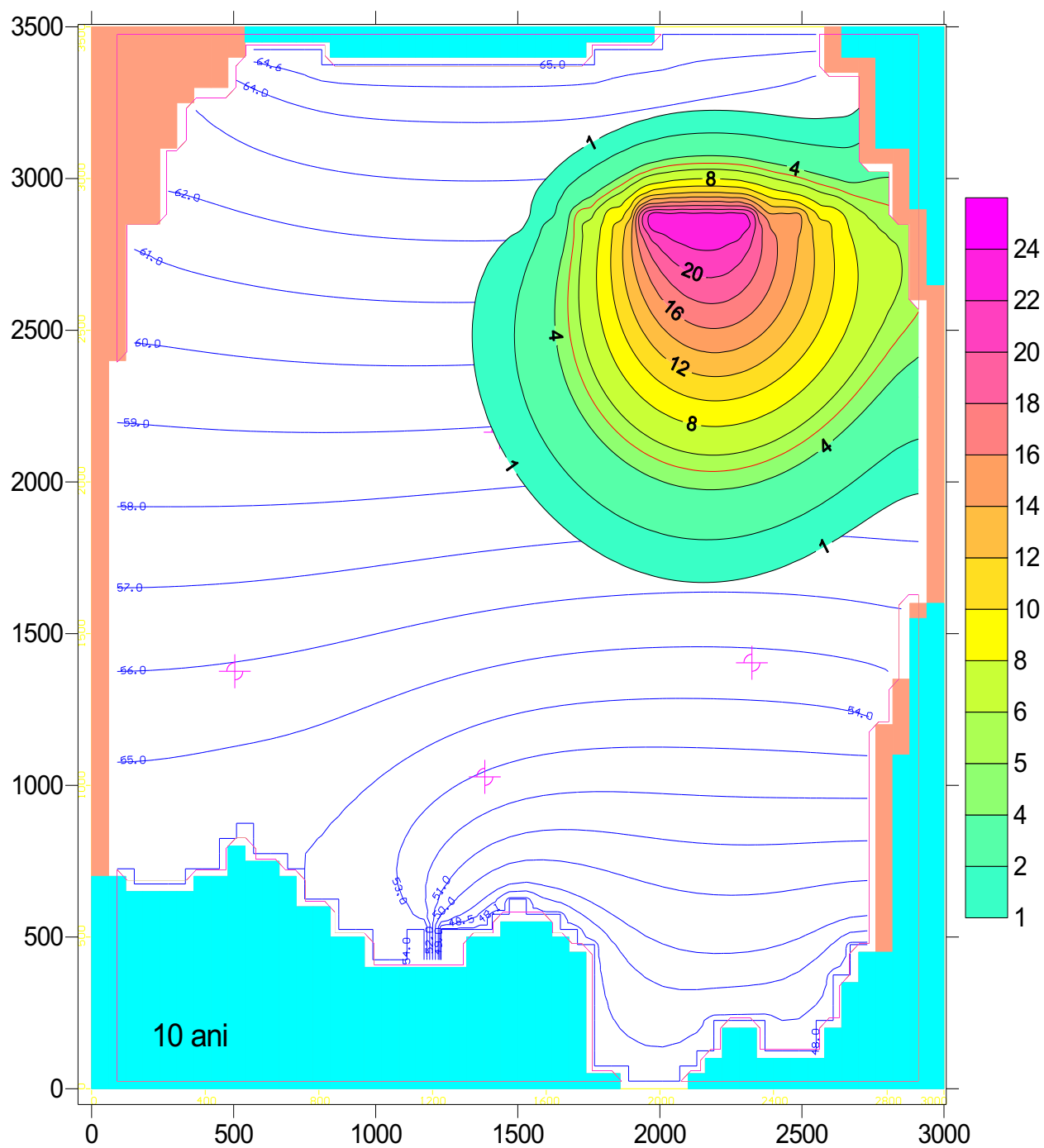


Fig. Distribuția concentrației de zinc, la nivelul acviferului, după 10 ani (în mg/l)

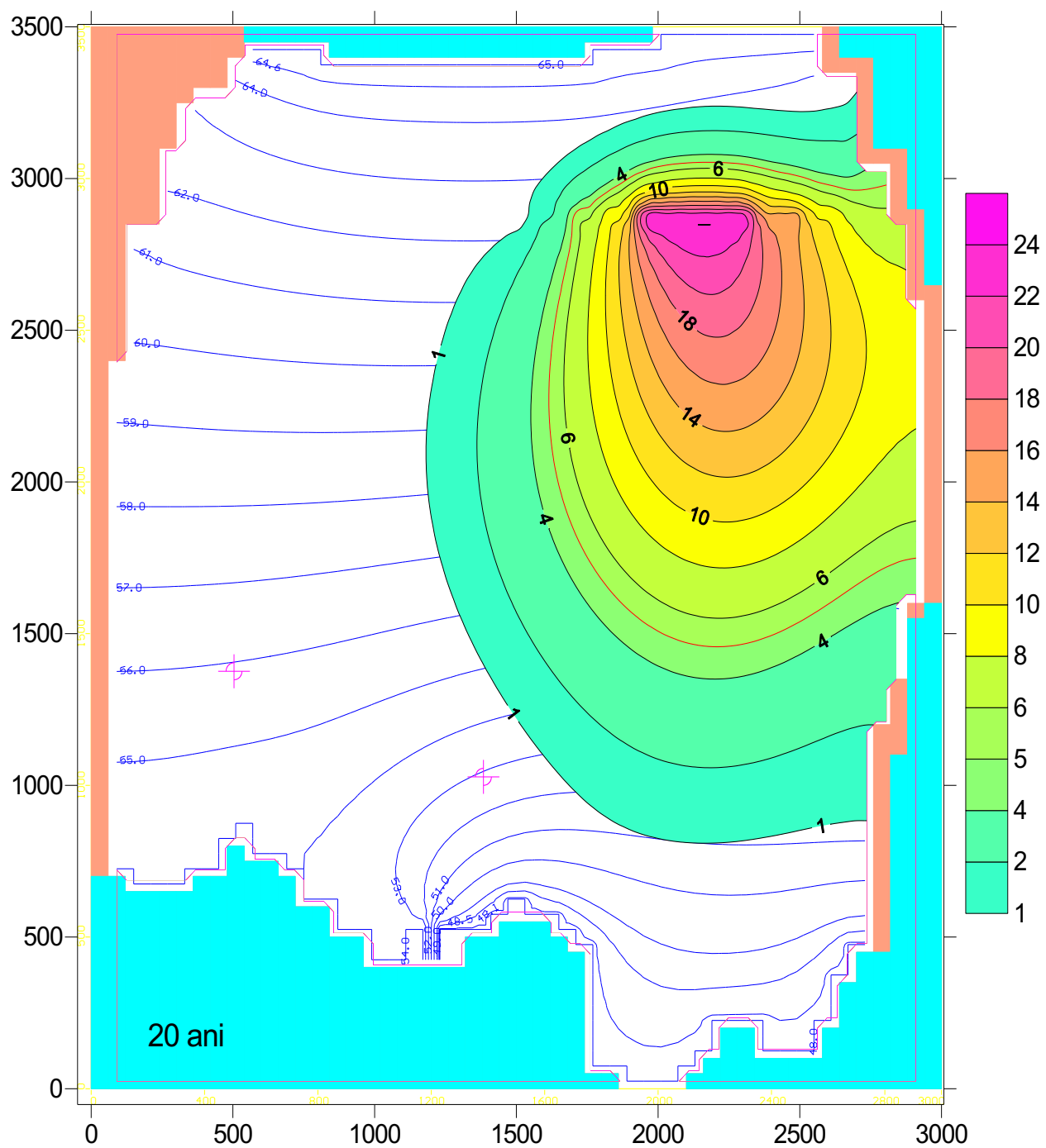


Fig. Distribuția concentrației de zinc, la nivelul acviferului, după 20 ani (în mg/l)

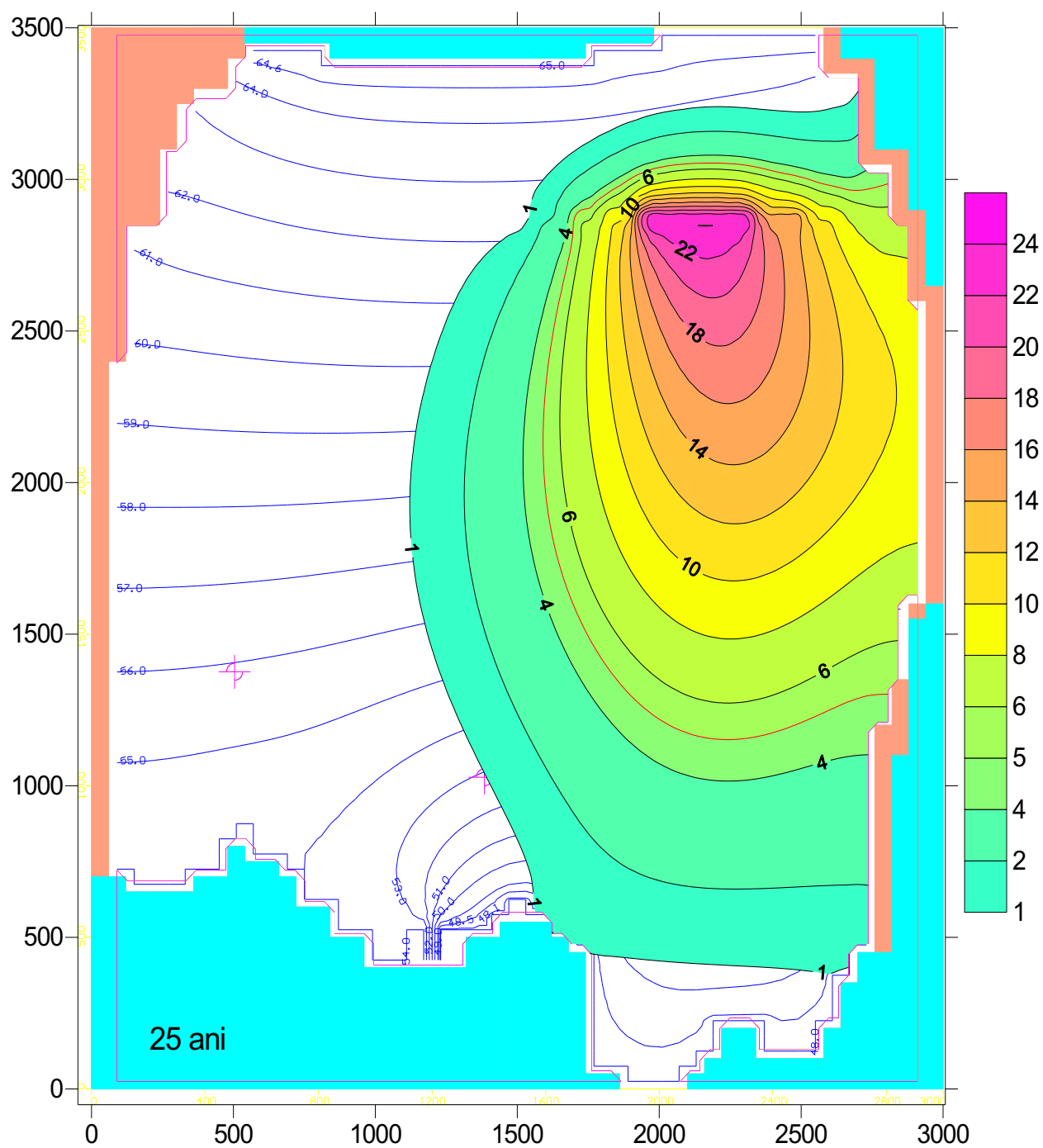


Fig. Distribuția concentrației de zinc, la nivelul acviferului, după 25 ani (în mg/l)

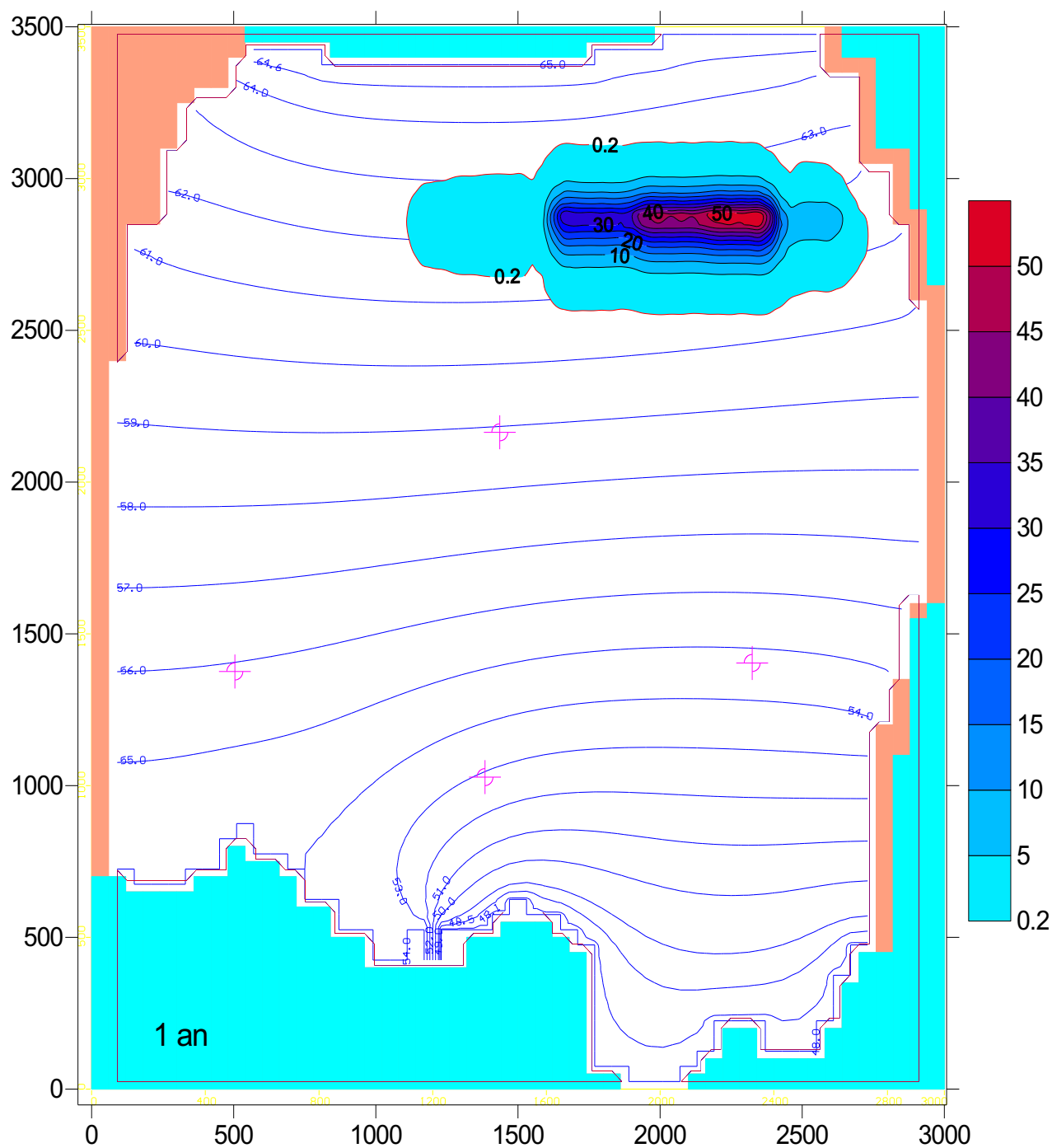


Fig. Distribuția concentrației de aluminiu, la nivelul acviferului, după 1 an (în mg/l)

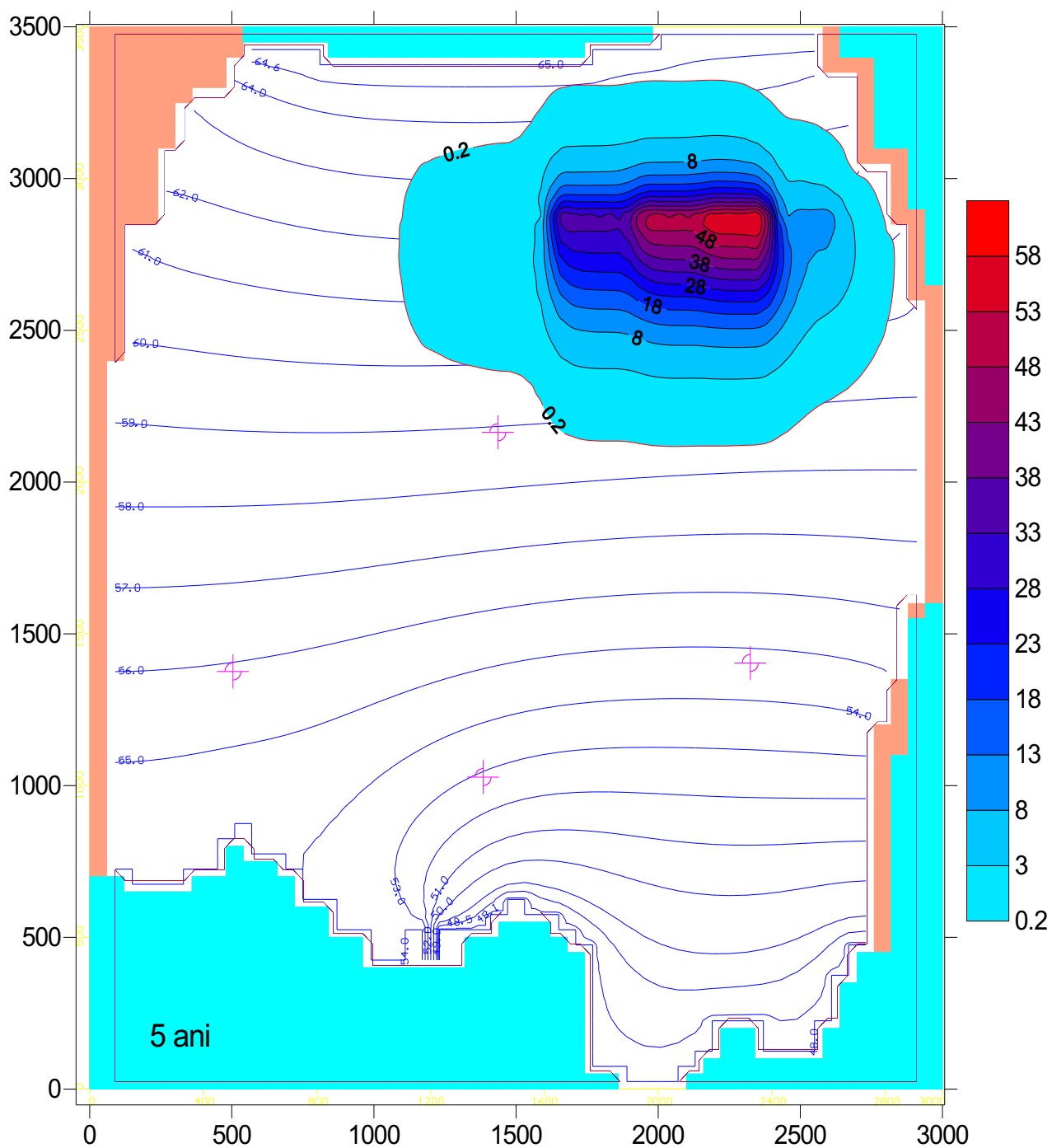


Fig. Distribuția concentrației de aluminiu, la nivelul acviferului, după 5 ani (în mg/l)

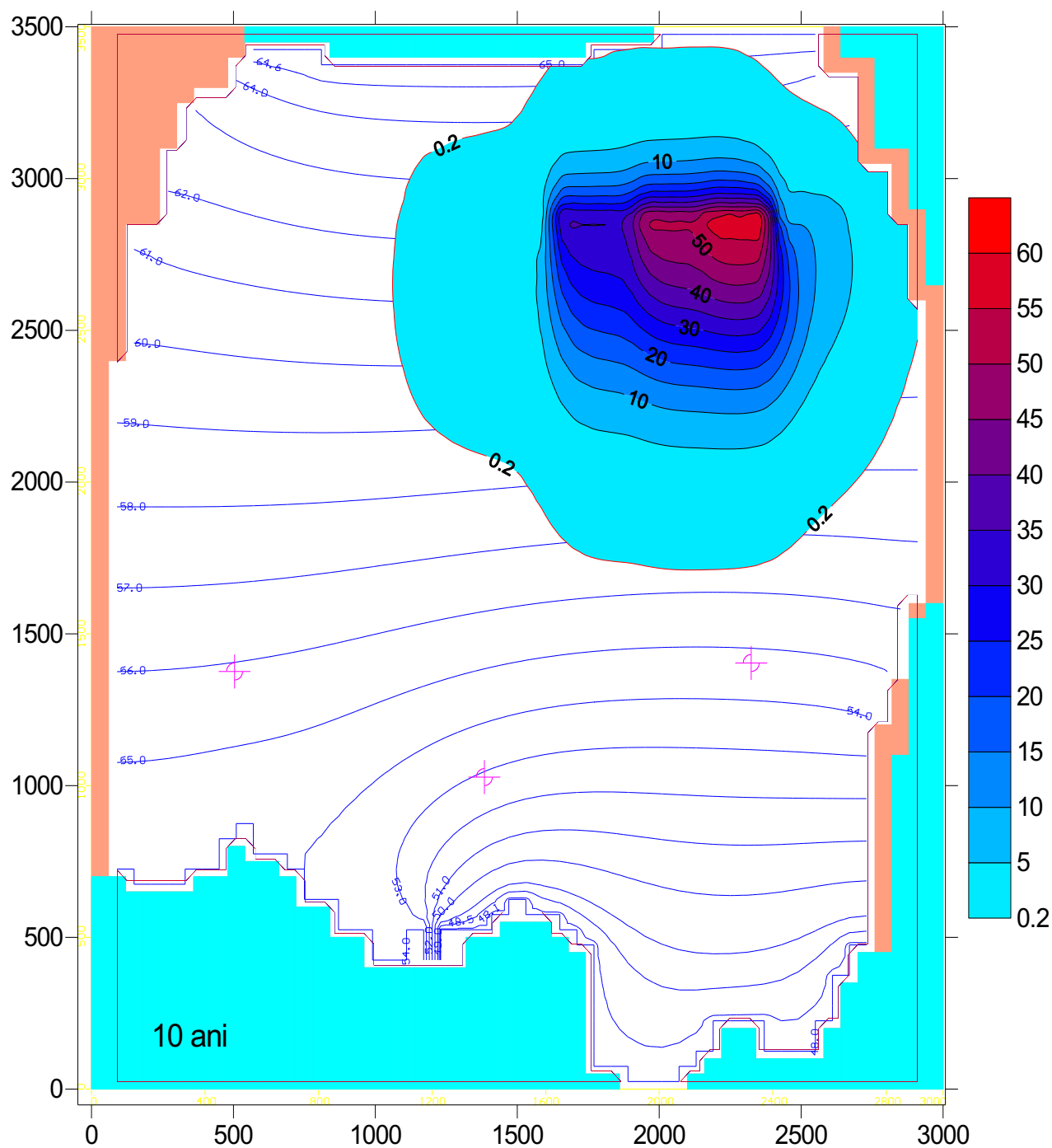


Fig. Distribuția concentrației de aluminiu, la nivelul acviferului, după 10 ani (în mg/l)

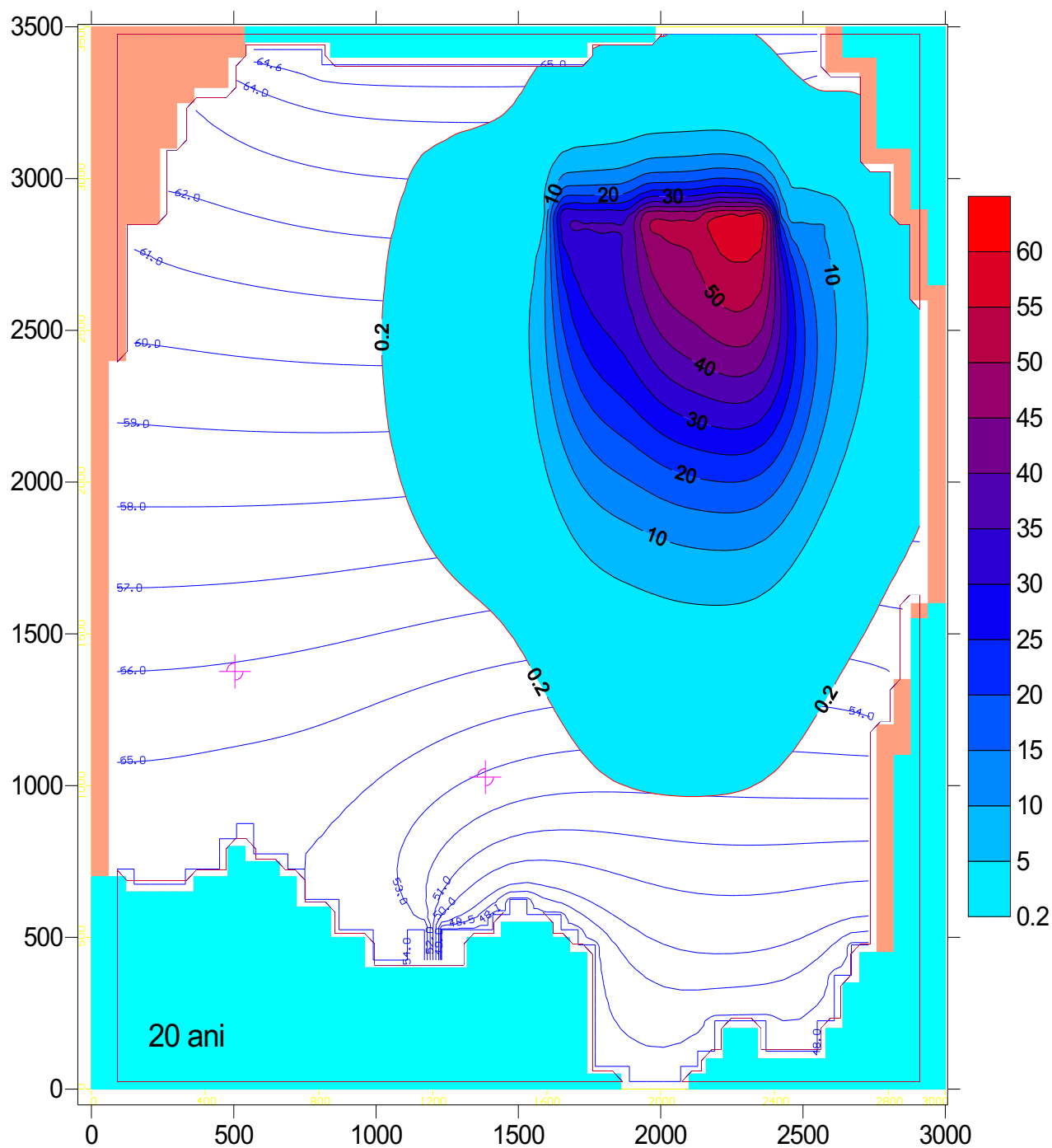


Fig. Distribuția concentrației de aluminiu, la nivelul acviferului, după 20 ani (în mg/l)

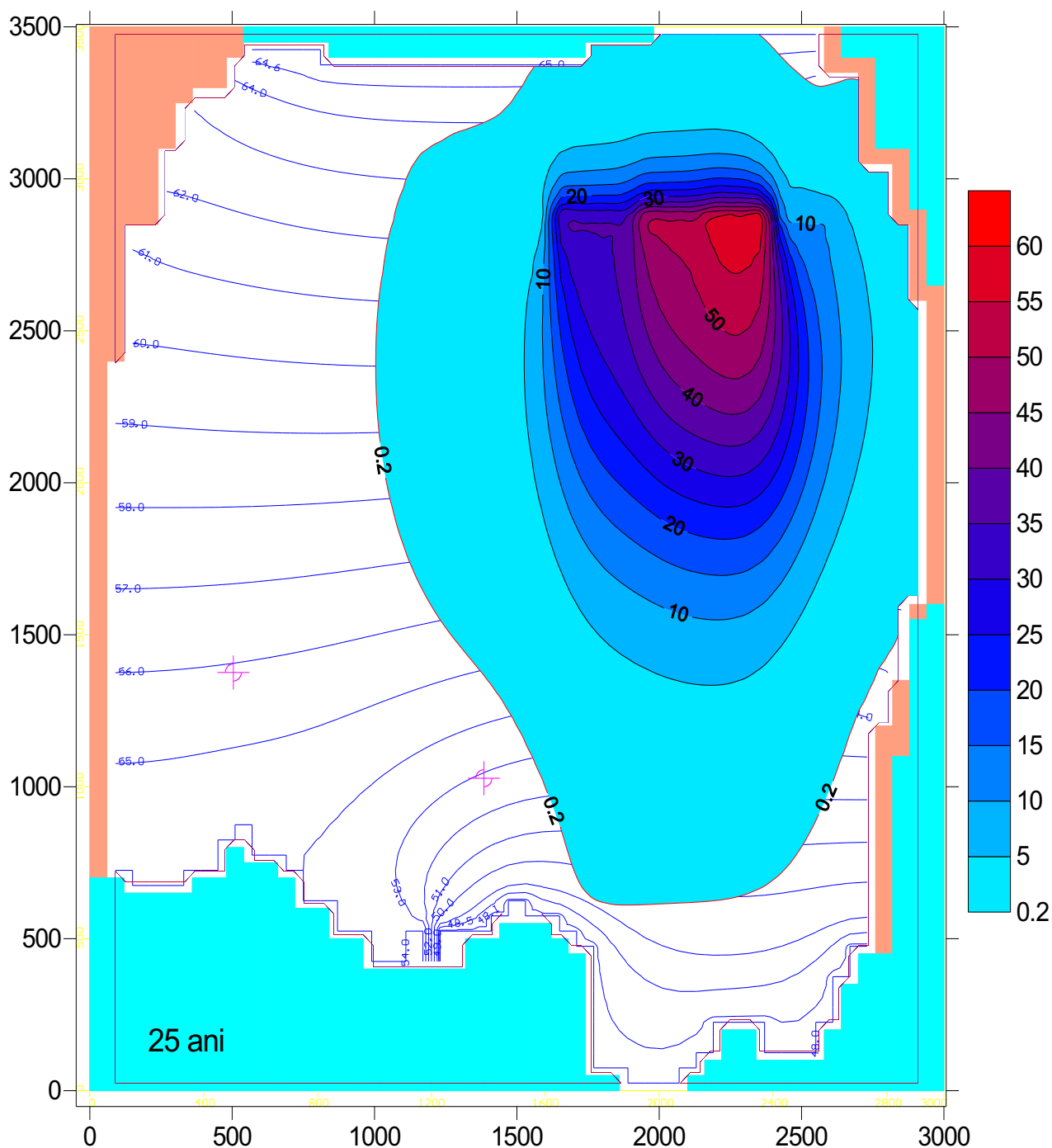


Fig. Distribuția concentrației de aluminiu, la nivelul acviferului, după 25 ani (în mg/l)

Asa cum a fost precizat, întreaga perioadă pentru care s-au realizat modelele, acoperă intervalul 1965 – 2010. Modelul transferului în zona vadoasă s-a realizat pentru 20 de ani (1965 – 1985), începând din momentul în care a luat ființă întreprinderea Neferal, în timp ce modelul de transfer în acviferul freatic, pe un interval de 25 de ani – 1985 – 2010.

Prin calarea modelelor, realizată cu ajutorul concentrațiilor determinate în apa recoltată din acviferul freatic, au fost evaluați parametri specifici ai proceselor de migrare a contaminanților:

- coeficientul de difuzie - $1 \text{ m}^2/\text{zi}$;
- dispersivitatea de 100m cu un raport de anizotropie de 0,1 între cea longitudinală și cea transversală;
- izotermă de tip Langmuir pentru toate metalele:
 - pentru aluminiu: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,01 \text{ kg/kg}$;
 - pentru cupru: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,039 \text{ kg/kg}$;
 - pentru plumb: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,029 \text{ kg/kg}$;
 - pentru zinc: $0,09 \text{ m}^3/\text{kg}$ și $0,0228 \text{ kg/kg}$.

Distribuția concentrațiilor tuturor elementelor studiate, pune în evidență diferența de mobilitate a elementelor la nivelul acviferului, astfel cel mai mobil este zincul. Acesta, plecând de la concentrații la sursă mai mici decât în cazul cuprului și aluminiului, concentrația zincului ajunge, după perioada maximă de simulare (25 ani), la limita sudică a domeniului la valori de cca. 1 mg/l , net superioare celorlalte elemente în poziția specificată. Mobilitatea cea mai redusă o au plumbul și cuprul.

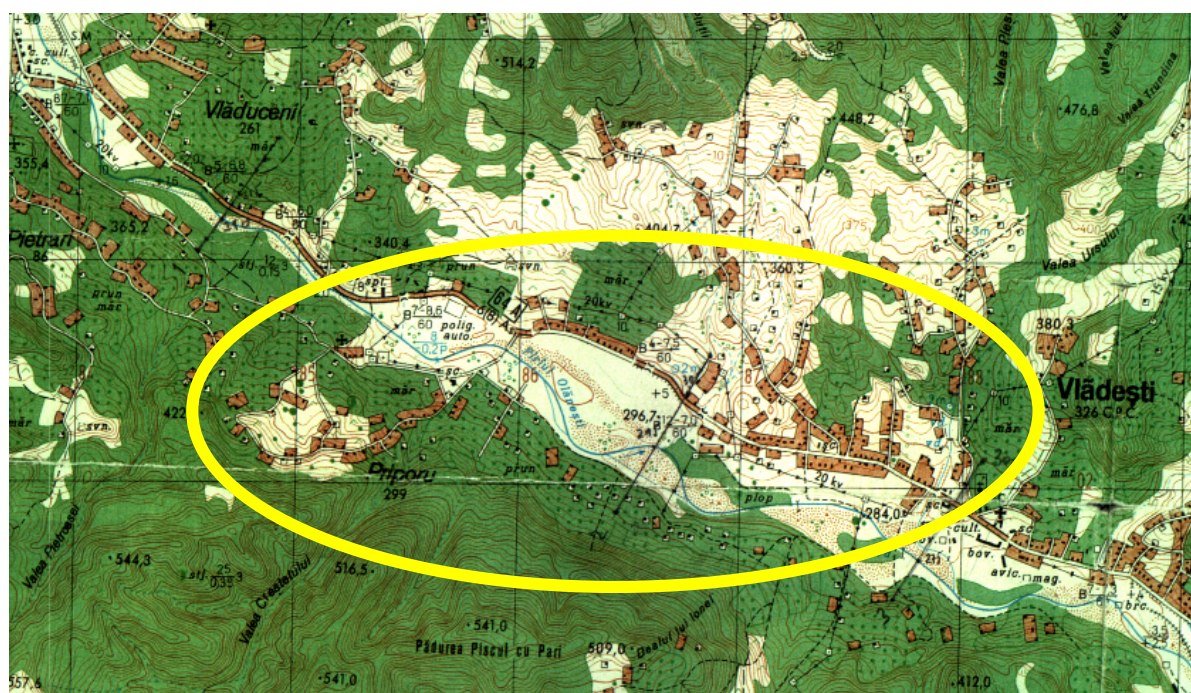
Pe hărțile prezentate au fost evidențiate prin intermediul unor curbe de izoconcentrație de culoare roșie valorile pentru *concentrația maximă admisă* (CMA) în apa potabilă, pentru fiecare element studiat. Prin utilizarea acestor hărți rezultate în urma modelării transferului metalelor în zona saturată, este posibilă o evaluare ulterioară a impactului asupra mediului pe termen lung, generat de depozitul de deșeuri industriale din zonă.

Vitezele mici de curgere ale apei subterane, în zona rigolei, calculate în urma realizării modelului hidrodinamic al acviferului (cca. $0,07 - 0,1 \text{ m/zi}$) raportate la coeficientul de difuzie mediu de cca $1 \text{ m}^2/\text{zi}$, determină și o propagare spre nord, în amonte, a metalelor, aspect evidențiat clar și de hărțile cu izoconcentrații ale elementelor. Astfel, după un interval de 25 de ani, frontul de poluare se propagă în direcția nordică, raportat la limitele CMA pentru fiecare element, până la distanțe de 300 – 500 m față de sursă.

9.2.3. Delimitarea zonelor de protecție sanitară pentru captarea Vlădești

(realizate conform Hotărârea nr. 101 din 3 aprilie 1997, în prezent înlocuită de Hotărârea 932/2005, modificată de Ordinul 1245/2005)

Captarea este alcătuită din șapte puțuri verticale cu adâncimi de 8-10 m și un dren orizontal amplasate pe malul stâng al pârâului Olănești. Debitul de apă furnizat de captare este de 100 m³/zi. Apa pompată provine din *acviferul freatic* din lunca pârâului Olănești. Acviferul freatic exploatat este în *comunicare hidraulică directă cu pârâul Olănești*. Apa furnizată de captare, după o simplă clorinare la puțul central al captării este utilizată de o parte a locuitorilor comunei Vlădești.



Datele climatice și hidrologice implicate în: evaluarea *realimentării acviferelor* prin infiltrații și în *cuantificarea vulnerabilității la poluare a acviferelor*:

- **Temperatura** medie anuală este de **8-9°C** în zona **Vlădești** și de **10,2°C** în zona stației de tratare **Cetățuia**.
- **Precipitațiile** medii anuale sunt de **850 mm**. Cantitățile medii lunare cele mai mari cad în luna iunie și au totalizat **96,2 mm (la Govora)**, iar cantitatea maximă căzută în 24 de ore a fost de **128,0 mm (17 iunie 1920)**. Cantitățile medii lunare cele mai mici cad în februarie (**45,1 mm**).
- **Evapotranspirația** potențială este de **680 mm/an** valoare care reprezintă **80%** din precipitația medie anuală. În aceste condiții cantitatea de apă rămasă pentru scurgerea de suprafață și pentru infiltrații este de **170 mm/an**.

- ✓ **Pârâul Olănești** este principala apă de suprafață din zona captării Vlădești, fiind al doilea afluent principal al Oltului de la intrarea în județul Vâlcea. *Debitul* mediu multianual al pârâului Olănești este estimat între **3,8 și 4,2 m³/s**. Lățimea șesului aluvial variază între **200 și 500 m**, uneori chiar mai mult.
- ✓ **Râul Olt** este principalul curs de apă din Județul Vâlcea, având un *debit* mediu multianual, în dreptul localității Râmnicul Vâlcea de **140 m³/s**. În lunile foarte ploioase debitul poate ajunge la **1400 m³/s**, la viitura din 1975 Oltul având debitul maxim de **2000 m³/s**.
- ✓ În dreptul localității Râmnicul Vâlcea, respectiv în zona stației de tratare a apei, râul Olt este regularizat.

Acviferele freatice, în zona cercetată, sunt acumulate în depozite grosiere (pietrișuri și nisipuri) cu grosimi cu prinse între **8 și 15 m**. **Conductivitatea hidraulică** a depozitelor permeabile este cuprinsă între **60 și 600 m/zi** (valori determinate în forajele de captare realizate în zona Râmnicu Vâlcea).

Nivelele hidrostatice sunt la adâncimi cuprinse între **0,5 și 2,5 m**, acviferele freatice fiind în legătură hidraulică directă cu rețeaua hidrografică. Legătura hidraulică directă cu rețeaua hidrografică are drept consecințe:

- Creșterea potențialului de debitare al acviferului prin alimentare de mal;
- Creșterea vulnerabilității la poluare a acviferului;
- *Calitatea apei* din acviferele freatice este dependentă de calitatea apei din rețeaua hidrografică.

Modelarea matematică a acviferului captat la Vlădești are ca obiective:

- Calculul direcțiilor și vitezelor de curgere ale apei subterane în zona captării;
- Simularea unor scenarii de poluare a acviferului, cu efect imediat asupra calității apei captate.

Delimitarea spațială a modelului hidrodynamic s-a realizat prin linia de cumpăna a apelor de suprafață care se închide:

- în amonte, la confluența pârâului Cornetului cu pârâul Olănești (secțiunea S1);

- în aval, la 250m de confluența *pârâului lui Ionel* cu *pârâul Olănești* (secțiunea S3).

Pentru precizarea *grosimii* (9-10m) și *lățimii* acviferului freatic în acest areal s-au realizat trei secțiuni hidrogeologice schematice (S1, S2, S3)

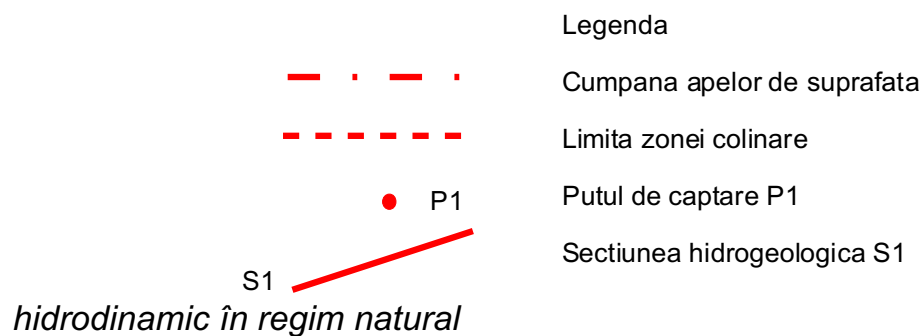
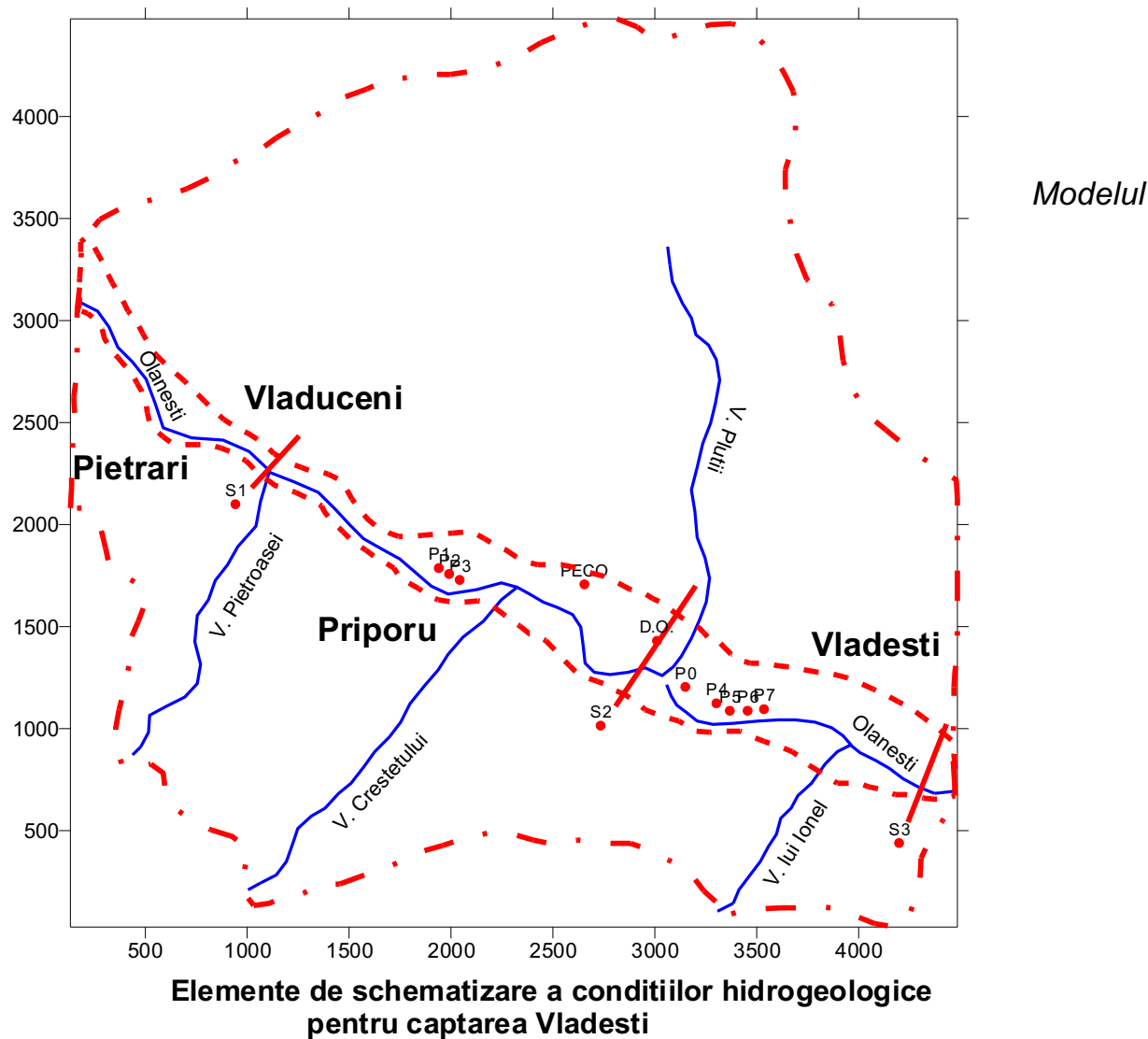
- *Condițiile pe conturul modelului hidrodinamic* au fost alese de tip *sarcină piezometrică impusă (Dirichlet)* din lipsa unor informații privind alimentarea din infiltrații a acviferului freatic și a conductanței talvegului pârâului Olănești. Acest tip de condiții pe conturul modelului va introduce o supraestimare a potențialului de debitare a acviferului.
- *Conductivitatea hidraulică* medie utilizată este $K = 60 \text{ m/zi}$, iar *porozitate activă* $n_a = 25\%$.

Curgerea este considerată *staționară* și *plan orizontală*, realimentarea prin infiltrații fiind considerată neglijabilă, datorită extinderii reduse a șesului aluvionar și evapotranspirației potențiale mari din zonă.

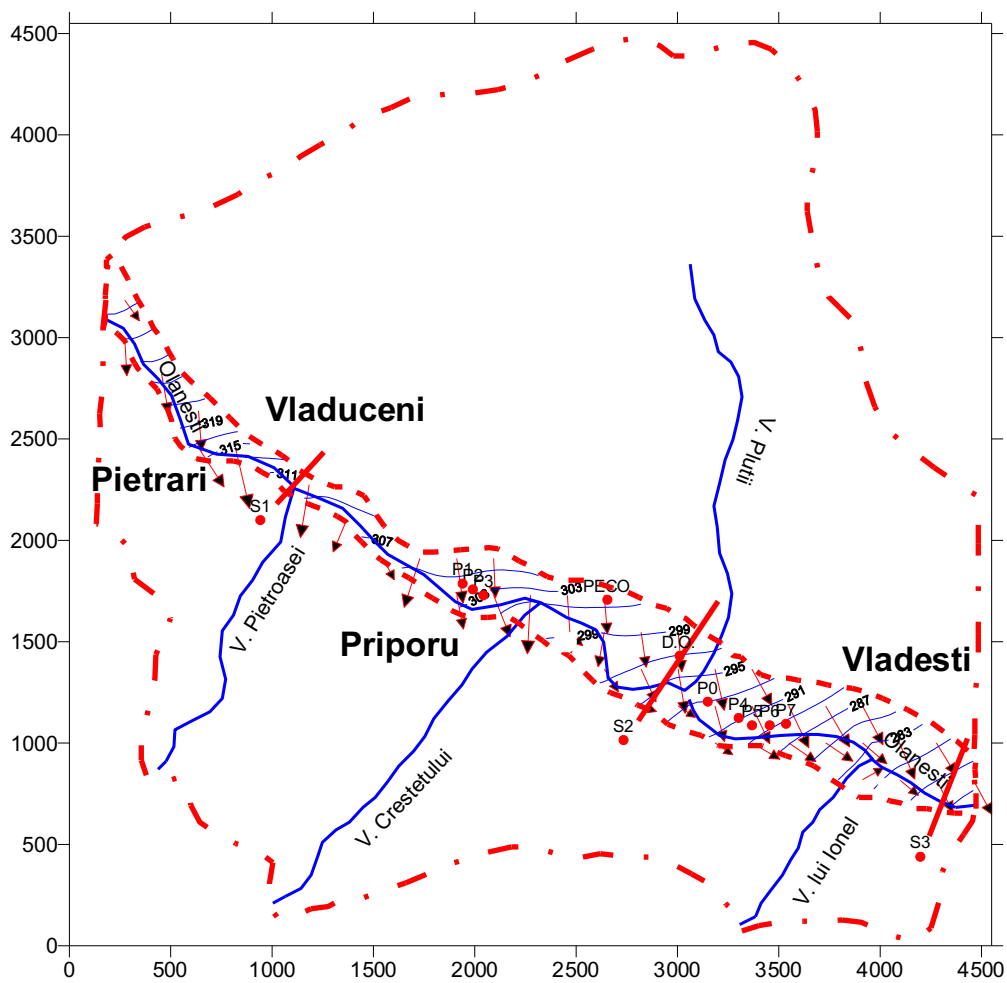
Modelul a fost încadrat într-un pătrat cu latura de 4550 m. Pentru rezolvarea numerică a fost utilizată metoda diferențelor finite într-o rețea pătratică de:

10000 celule pentru curgerea în regimul natural

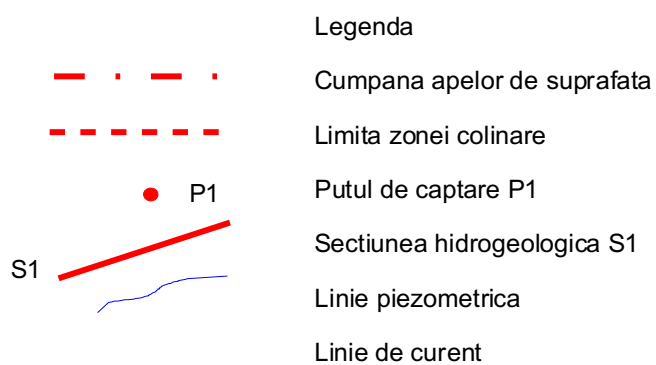
17000 celule pentru curgerea în regim influențat (pentru îndesirea rețelei în zona puțurilor de captare și a drenului orizontal).



Regimul natural de curgere al acviferului freatic indică o drenare a acestuia de pârâul Olănești. Pentru zona acviferului freatic sau calculat 813 valori ale vitezei de curgere cuprinse între 0,8 și 8,73 m/zi.



Spectru hidrodynamic al acviferului freatic din zona captarii Vladesti, în regim natural



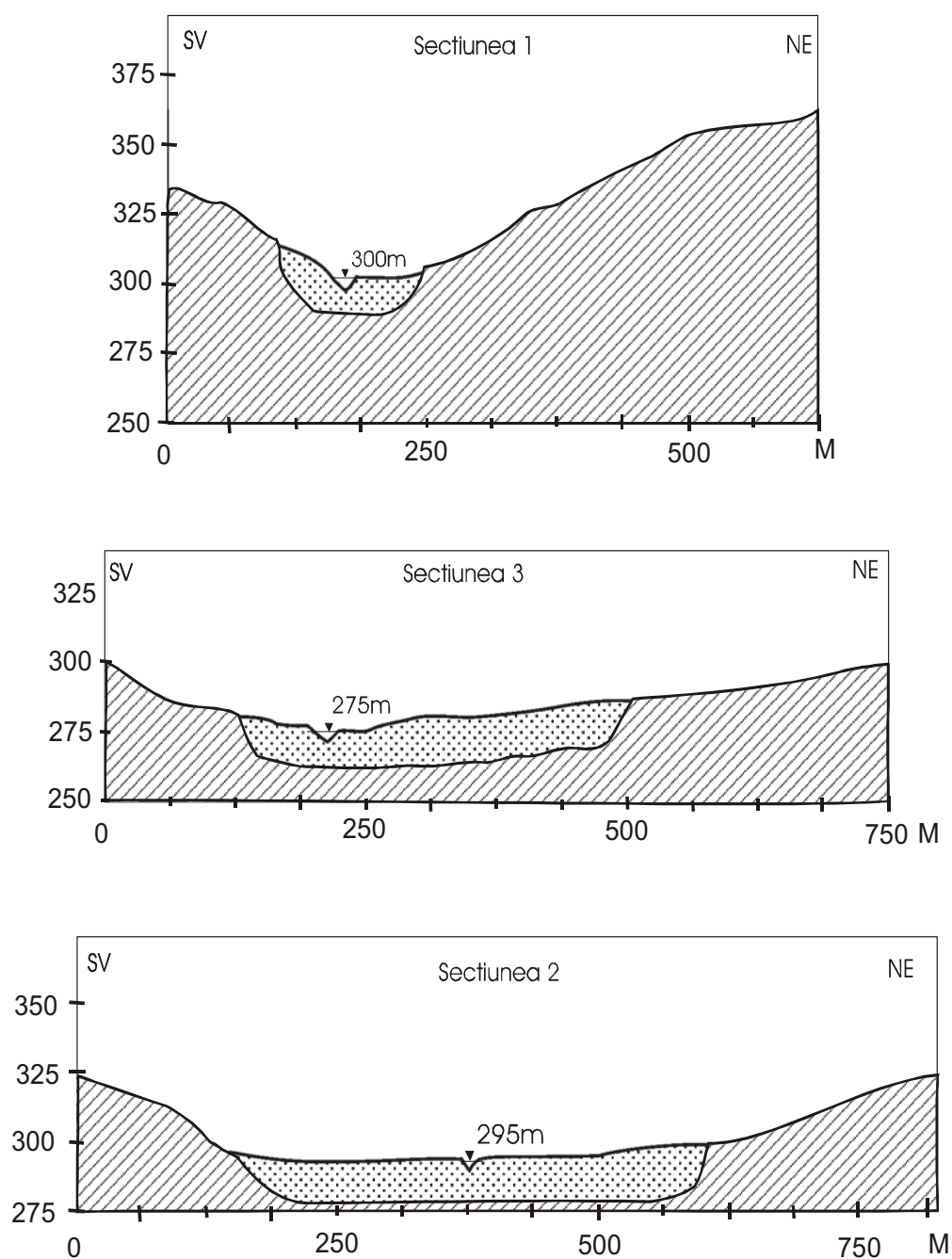
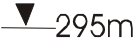


Fig. 3 Sectiuni hidrogeologice in zona captarii Vladesti

Legenda

- | | |
|---|------------------------------------|
|  | Formatiune impermeabila |
|  | Depozite permeabile aluvionare |
|  | Cota nivelului apei in p. Olanesti |

Modelul hidrodinamic în regim influențat

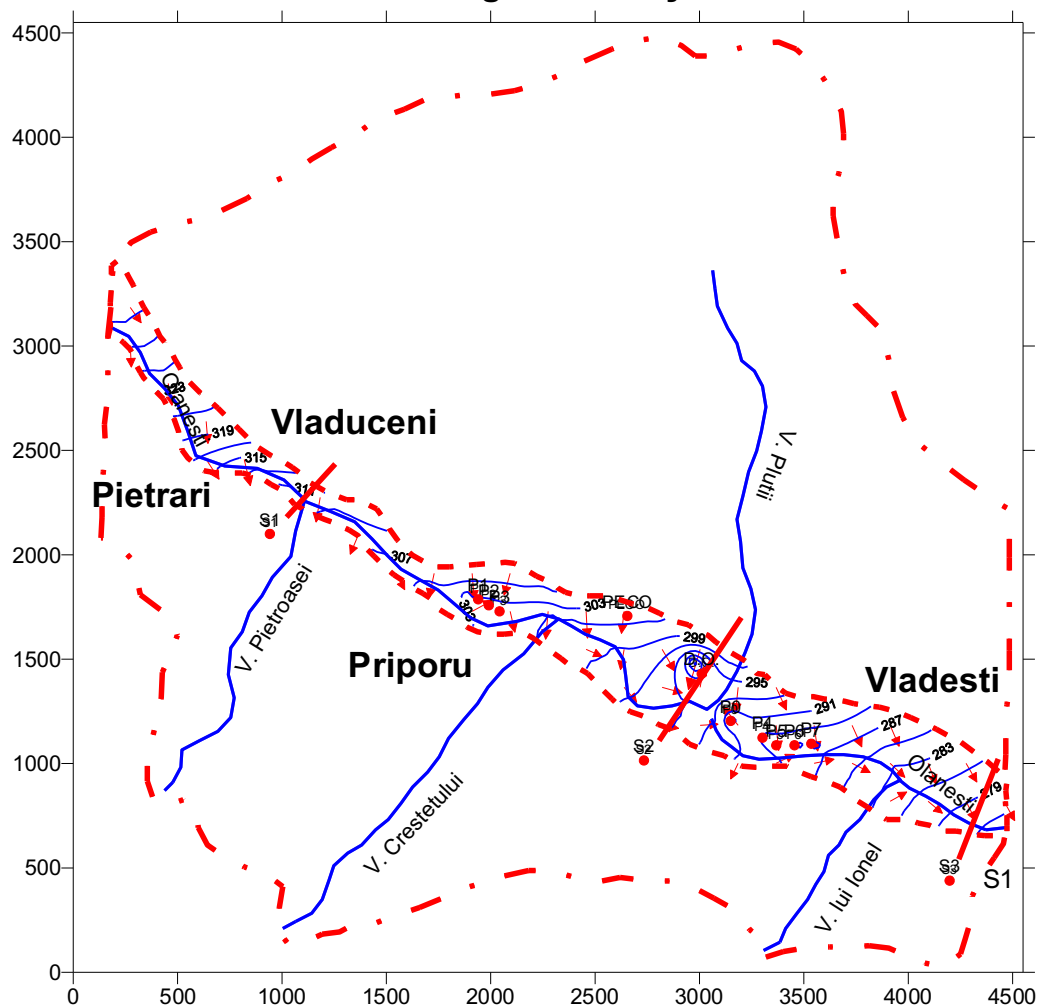
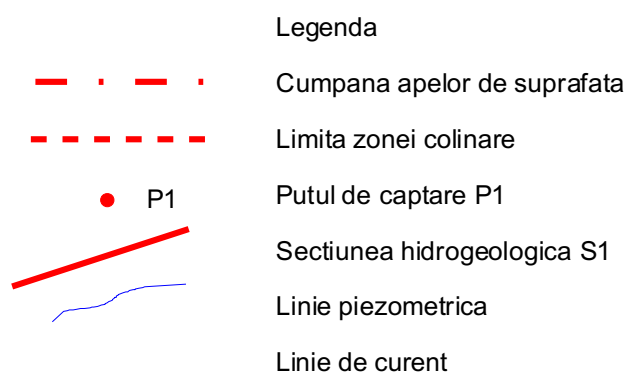


Fig. 5. Spectru hidrodinamic al acviferului freatic din zona captarii Vladesti, în regim influențat



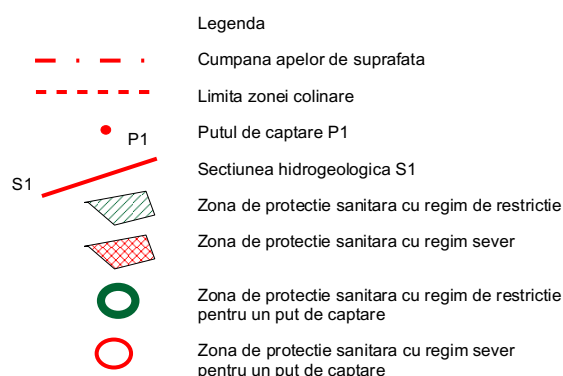
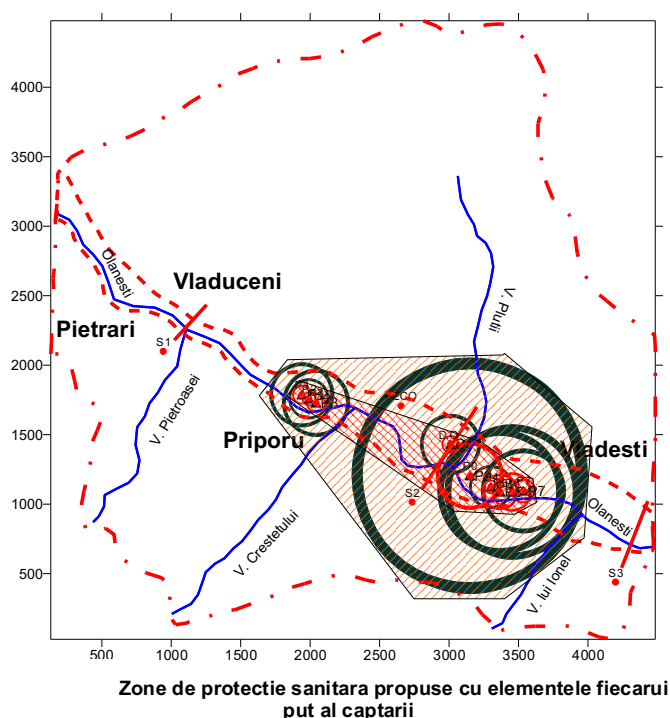
Regimul natural de curgere al acviferului freatic este influențat de captarea Vlădești care din cele șapte puțuri verticale și un dren orizontal pompează în rețeaua de alimentare a comunei Vlădești între 100 și 130 m³/zi.

Pe baza acestor debite și a nivelelor dinamice măsurate în puțurile captării s-a calculat spectrul hidrodinamic în regim influențat.

Se remarcă o drenare accentuată a râului de către acvifer în zona de influență a puțurilor și drenului.

Vitezele de curgere au valori cuprinse între 0,004 și 60,2 m/zi.

- ✓ Dimensionarea zonelor de protecție sanitară cu regim sever și cu regim de restricție - criteriul *timpului mediu de tranzit al unei particule de apă hidrodynamic active*, folosindu-se în calcule parametrii acviferului și rezultatele obținute cu ajutorul modelului hidrodynamic.
- ✓ Mărimea zonei de protecție sanitară cu regim sever - să fie asigurată o durată de parcurgere de minim 20 zile pentru orice picătură de apă presupusă contaminată care s-ar infiltra la limita acestei zone și ar ajunge la locul de



captare al apei.

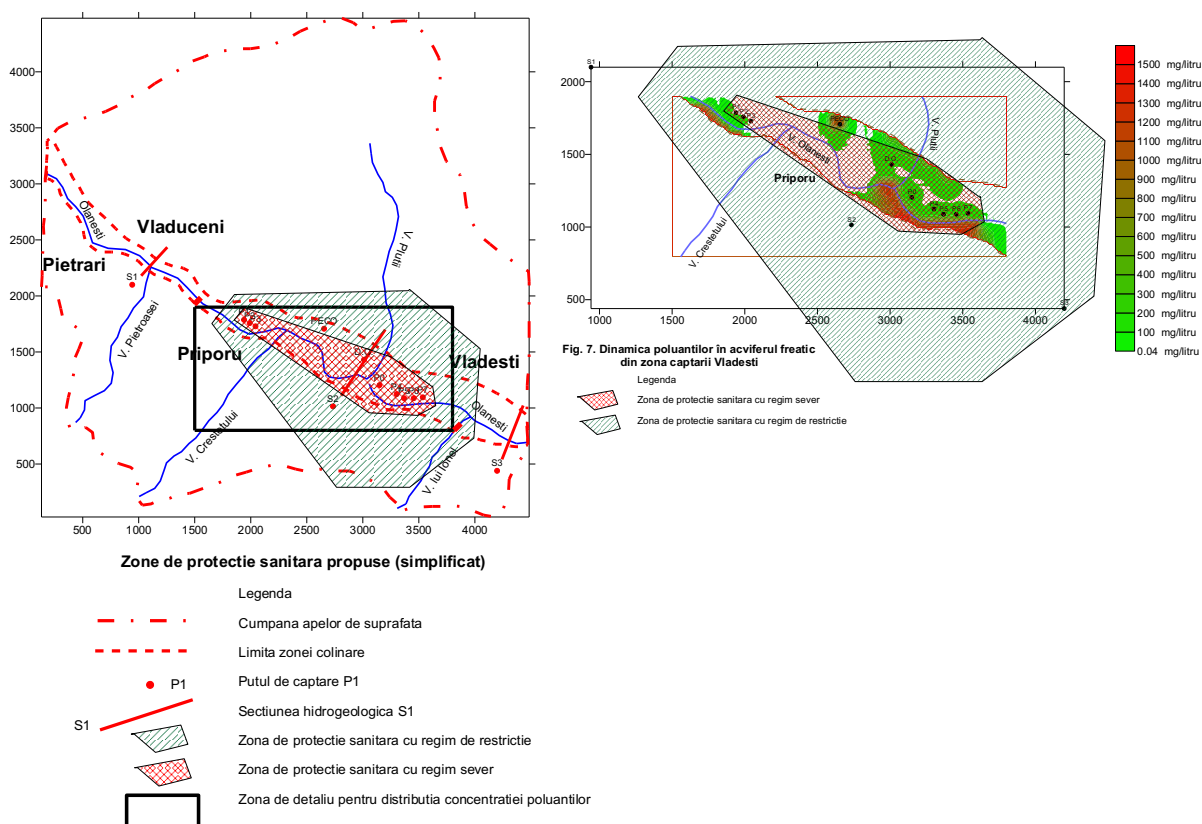
- ✓ Mărimea zonei de protecție sanitară cu regim de restricții - asigură protecție față de contaminarea bacteriană și impurificarea chimică, luând în considerare o durată de 50 zile pentru parcurgerea distanței de la punctul de infiltrare până la limita zonei de protecție sanitară cu regim sever.

Pentru evaluarea impactului produs de aceste potențiale surse de poluare

- **Simularea sursei instantanee concentrată pe**

rețeaua hidrografică este justificată de existența a două potențiale surse de poluare plasate pe pârâul Olănești în amonte de captarea Vlădești (tăbăcăria din Păușești-Măglași și stația de epurare Olănești).

- **Sursa difuză de la limita zonei colinare** devine periculoasă în perioadele ploioase când crește debitul scurgerii de suprafață și al infiltrațiilor. În restul timpului evapotranspirația ridicată reduce riscul unei poluări a acviferului freatic *din bazinul versant stâng al pârâului Olănești*. Este necesar un control riguros al depozitării deșeurilor menajere în acest versant.
- **Sursă continuă concentrată** poate deveni stația de carburanți proiectată la limita zonei de protecție sanitară cu regim sever, la nord-vest de drenul orizontal al captării.



Să ne reamintim

Modelele matematice construite în scopul descrierii și cuantificării elementelor ce definesc dinamica apelor subterane și transportul poluanților, reprezintă principalele instrumente folosite în gestiunea resurselor de apă sau în evaluarea impactului antropic asupra solului și apelor subterane. În acest capitol au fost prezentate două exemple definitorii pentru obiectivele enunțate.



9.4. Test de autoevaluare a cunoștințelor

- 1) Cum este capacitatea de autoepurare a zonei nesaturate în raport cu acviferul?
 - a. Mai puternică
 - b. Mai redusă

c. Similară

2) Delimitarea zonelor de protecție sanitară pentru captările de apă subterană (din freatic), de realizează ținând cont de:

- a. Modul de utilizare al terenului în zona adiacentă
- b. Regimul juridic al terenurilor din zonă
- c. Viteza de curgere a apei subterane în condițiile specifice



9.5. Bibliografie recomandată

Cădere, R., Frugină, E., Țenu, S., Pârvulescu, E., *Studiu hidrogeologic de sinteză al interfluviului Argeș – Ialomița*, Studii de hidrogeologie, vol VII, I.M.H. București, 1971.

Constantinescu, P., Moldoveanu, T., Ștefănescu, D., Vâjdea, V., Visarion, M., *Geofizică inginerască*, Editura Tehnică București, 1979.

Coteș, P., *Câmpia Română*, Editura Ceres, București, 1976.

Fetter, C.W., *Applied Hydrology*, 2d.ed.New York, Macmillen Publishing Company, 1988.

Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, New York, Macmillen Publishing Company, 1993.

Golovko-Bestrygina Tetyana, Mitsyuk Natalia, Chernysh Dariya, *Cu, Pb and Zn Speciation in the Soils Within the Influence Zone of Industrial Source of Contamination*, Proceedings of the First International Conferince on Environmental Research and Assessment, Bucharest, 2003.

Houlding, S.W., *Practical Geostatistics, Modeling and Spatial Analysis*, Springer,-Verlag Berlin Heidelboerg, 2000.

Healy, R.W., *Simulation of Solute Transport in Variably Saturated Porous Media with Supplemental Information on Modification to the U.S. Geological Survey's Computer Program VS2D.*

Lappala, E.G., Healy, R.W., Weeks, E.P., *Documentation of Computer program VS2D to Solve the Equations of Fluid Flow in Variably Saturated Porous Media.*

Latino J.C., Sears D.C., Portala F., Shuttler I.L., *The Simultaneous Determination of Dissolved Ag, Cd, Pb and Sb in Potable Waters by ETAAS, At. Spectrosc.* 16(3), 121,1995.

Liteanu, E., Ghenea, C., *Cuaternarul din România*, C.G. – St.e. Seria H 1, București, 1966.

Mănescu, M. Dimache, A., *Poluarea apelor subterane – studii de caz*, Editura Orizonturi universitare, Timișoara, 2002.

McLean, E. J., Bledsoe, E. B., *Behavior of Metals in Soils*, Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018, 1992.

Popescu, Gh. C., Dumitru Felicia, *Pollution due to basemetal industry activity*, Analele Universitatii, Fourth Simposium of Environmental Geochemistry, 3-5 sept. 2004, Alba Iulia.

Tevi, G., Scrădeanu, D., *Inițializarea parametrică a modelului de transport al poluanților proveniți din depozitul de deșeuri Acumulatorul – Neferal*, Simpozionul național “Protecția și conservarea apelor subterane din România” 20 – 21 noiembrie, București 2003.

*** *Visual MODFLOW Tutorial*, Waterloo Hydrogeologic Inc, 2000.

*** Harta hidrogeologică, foaia București, sc. 1:100.000

*** Harta geologică, foaia București, sc. 1:200.000

Răspunsuri la testele de autoevaluare a cunoștințelor

Capitolul 1.

- 1) b
- 2) c
- 3) abc
- 4) a

Capitolul 2.

- 1) b
- 2) b
- 3) b

Capitolul 3.

- 1) a

Capitolul 4.

- 1) b
- 2) c
- 3) a

Capitolul 5.

- 1) a
- 2) a
- 3) b
- 4) bc

Capitolul 6.

- 1) a
- 2) c
- 3) ac

Capitolul 7.

- 1) c
- 2) b

3) c

Capitolul 8.

1) b

2) a

Capitolul 9.

1) a

2) c