

Acest dosar este prezentat exclusiv pentru informare.

Stimate cititor!

Daca DVS doriți sa copiați acest dosar, el urmează a fi inlaturat fara intirziere, imediat dupa ce ati făcut cunoștința cu conținutul lui. Copiind si pastrind dosarul in cauza, DVS va asumați toata responsabilitatea in conformitate cu legislația in vigoare. Toate drepturile de autor asupra dosarului dat se păstrează dupa deținătorul de drept. Orice utilizare in scopuri comerciale sau alte scopuri, cu excepția utilizării in scopuri de informare prealabila este interzisa.

Publicarea acestui document nu atrage dupa sine nici un fel de cistig comercial.

Insa astfel de documente contribuie rapid la ridicarea profesionalismului si spiritualității cititorilor si servește drept reclama a edițiilor de hirtie a acestor documente.

CUPRINS

1. DATE GENERALE.....	4
1.1. Denumire lucrare	4
1.2. Autoritatea contractantă.....	4
1.3. Elaborator lucrare	4
1.4. Fundamentarea necesității și oportunității avute în vedere la elaborarea documentației.....	4
Cerințe, obligații legislative	4
2. OBIECTIVELE LUCRĂRII.....	5
3. PROBLEMATICA APELOR UZATE.....	5
3.1. Metode de tratare a apelor uzate.....	6
3.2. Procedee intensive	7
4. SITUAȚIA NĂMOLURILOR DE LA STAȚIILE DE EPURARE	8
4.1. Legislația privind utilizarea nămolurilor de epurare în agricultură	8
4.2. Situația actuală a nămolurilor de epurare în România	15
4.3. Metode de tratare a nămolurilor de epurare.....	17
4.4. Soluții pentru tratarea și eliminarea nămolurilor care nu îndeplinesc cerințele de utilizare în agricultură	35
4.5. Tipuri de stații de epurare din România	36
4.6. Situația proiectelor derulate în România prin diverse fonduri.....	37
5. EVALUAREA UTILIZĂRII NĂMOLURILOR DE LA STAȚIILE DE EPURARE ÎN AGRICULTURĂ.....	37
5.1. Pretabilitatea terenurilor agricole pentru aplicarea nămolurilor	38
5.2. Puncte cheie pentru reușita utilizării durabile a nămolurilor de epurare.....	39
5.3. Cantitatea maximă de metale grele ce poate fi introdusă în sol prin intermediul nămolului de epurare	40
5.4. Riscurile prezentate de nămolurile de epurare	41

Evidența modificărilor documentului:

6. REZULTATE EXPERIMENTALE ÎN CÂMP, ÎN CASA DE VEGETAȚIE ȘI ÎN SOLAR.....	42
6.1. Influența fertilizării cu nămol de epurare asupra producției și calității furajului pajiștilor temporare folosite prin cosit.....	43
6.2. Efectul unor doze de compost din nămol de epurare asupra producției de raigras (Lolium perenne L.), calității acesteia și asupra solului.....	54
6.3. Cercetări privind translocarea metalelor grele provenind din compostul din nămol de epurare folosit ca material fertilizant pentru solurile agricole, în sistemul sol-plantă	68
6.4. Valorificarea superioară a unor deșeuri de industria lemnului prin compostare cu nămoluri organice din diferite sectoare economice (2001-2003)	92
7. CONCLUZII	111
8. BIBLIOGRAFIE.....	114

Anexe:

Anexa A - Chestionar	5 pag.
Anexa B - Lista proiecte ISPA.....	2 pag.
Anexa C- Chestionare proiecte ISPA.....	51pag

1. DATE GENERALE

1.1. Denumire lucrare

Studiu pentru analiza situației actuale a efectelor utilizării nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură.

1.2. Autoritatea contractantă

MINISTERUL MEDIULUI ȘI GOSPODĂRIII APELOR

1.3. Elaborator lucrare

Institutul de Studii și Proiectări Energetice București

1.4. Fundamentarea necesității și oportunității avute în vedere la elaborarea documentației Cerințe, obligații legislative

Directiva 86/278/CCE privind protecția mediului și în special a solurilor reglementează utilizarea nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură și a fost transpusă în legislația românească prin OM nr. 49/2004 pentru aprobarea Normelor tehnice privind protecția mediului și în special a solurilor când se utilizează nămoluri de epurare în agricultură, modificat în luna octombrie 2004 prin Ordinul nr. 334/2004 privind protecția mediului și în special a solurilor, când se utilizează nămoluri de la stațiile de epurare în agricultură.

Directiva 86/278/CCE prevede următoarele:

- Reglementează utilizarea nămolurilor de epurare în agricultură în așa mod încât să se prevină efectele nocive asupra solurilor, vegetației, animalelor și omului, încurajând utilizarea lor corectă;
- Stabilește valori limită obligatorii pentru metalele grele (cadmiu, cupru, nichel, plumb, zinc, mercur în nămoluri și în sol. Utilizarea nămolurilor trebuie interzisă când concentrația acestor metale în sol depășește valorile limită.
- Încurajează valorificarea nămolurilor de epurare în agricultură cu condiția ca ele să fie utilizate în mod corect, ținând seama de faptul că utilizarea lor nu trebuie să dăuneze calității solului și producției agricole.
- Limitează cantitatea de metale grele adăugate la solul cultivat, fie prin stabilirea unor cantități maxime ale aportului de nămoluri utilizate pe an, fie având grijă ca valorile limită ale concentrației de metale grele în nămolurile utilizate să nu depășească valorile limită pentru cantitățile de metale grele ce pot fi adăugate pe sol pe baza unei medii de 10 ani;
- Stabilește obligativitatea ca nămolurile să fie tratate înainte de a fi utilizate în agricultură. Pot fi autorizate în anumite condiții utilizarea nămolurilor netratate, fără risc pentru sănătatea omului și sănătatea animalelor, dacă ele sunt injectate sau îngropate în sol;
- Utilizarea nămolurilor trebuie să fie efectuată în condiții care garantează protecția solului, apelor de suprafață și subterane.
- Necesitatea controlării calității nămolurilor și solului peste care sunt folosite și astfel să se facă analiza lor.

Ordinul nr.344/2004 care transpune Directiva 86/278/CCE are ca rol valorificarea potențialului agrochimic al nămolurilor de epurare, prevenirea și reducerea efectelor nocive asupra solurilor, apelor, vegetației, animalelor și omului, astfel încât să se asigure utilizarea corectă a acestora în agricultură.

Pentru implementarea Ordinului nr.344/2004 sunt necesare următoarele activități:

- inventarierea cantităților de nămoluri de epurare generate;
- stabilirea metodelor de prelevare și analize chimice pentru nămoluri și soluri în scopul determinării conținutului de metale grele;
- stabilirea tipurilor de nămoluri care pot fi utilizate în agricultură;
- stabilirea tipurilor de soluri pe care pot fi utilizate nămolurile;
- proceduri de control pe care să le efectueze autoritățile teritoriale de protecția mediului pentru inspectarea operațiunilor de împrăștiere a nămolurilor;
- stabilire tehnici de împrăștiere când nămolul este folosit ca fertilizator;
- stabilire capacități alternative de eliminare pentru nămolul contaminat;
- stabilire proceduri de autorizare;
- pregătirea personalului.

Studiul creează suportul tehnic necesar Ministerului Mediului și Gospodăririi Apelor, precum și autorităților regionale și teritoriale de protecție a mediului pentru luarea celor mai bune decizii referitoare la:

1. Efectuarea demersurilor pentru redimensionarea și modernizarea utilităților necesare tratării apelor uzate (stații de epurare) și a nămolurilor rezultate de la epurarea apelor uzate conform directivei 91/271/CEE referitoare la epurarea apelor uzate;
2. Efectuarea demersurilor pentru ameliorarea tehnologiilor în amonte de stațiile de epurare pentru reducerea conținutului în compuși indezirabili în apele uzate (folosirea de tehnologii curate);
3. Stabilirea metodelor posibil de aplicat în România pentru eliminarea nămolurilor de epurare în mediul înconjurător fără efecte poluante asupra acestuia;
4. Stabilirea tipurilor de nămoluri (conform directivei 86/278/CEE, în funcție de metodele de tratare a nămolului de epurare utilizate în România) ce pot fi reciclate în agricultură (nămoluri lichide injectabile în sol, nămoluri tratate termic, nămoluri tratate cu var pentru ridicarea valorii pH, nămoluri compostate);
5. Crearea cadrului corespunzător de reciclare a nămolurilor de epurare în agricultură (cadrul legislativ, perimetre, responsabilitățile factorilor implicați: agricultori, specialiști pentru evaluarea periodică a calității nămolurilor și efectuarea analizelor de sol etc.).

2. OBIECTIVELE LUCRĂRII

Studiul are ca obiective principale:

- a. Analizarea situației actuale din România din punct de vedere al utilizării nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură;
- b. Evaluarea utilizării nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură, după 2 ani de monitorizare.

3. PROBLEMATICA APELOR UZATE

Odată cu industrializarea, cu dezvoltarea urbană și rurală, precum și cu evoluția modurilor de consum, apele reziduale, cunoscute sub denumirea de ape "uzate", au evoluat considerabil din punct de vedere cantitativ și calitativ. Apele reziduale menajere s-au îmbogățit din zi în zi în produse mai complexe (detergenți, produse de curățat, etc.), iar rețelele de asanare primesc ape uzate industriale, comerciale sau artizanale cu caracteristici foarte diverse. Apele de ploaie, care spală suprafețele, din ce în ce mai mari, acoperite cu asfalt și pavaj, se încarcă în produse minerale și organice și fac să crească cu atât mai mult fluxul poluant de tratat. Atunci când apele uzate nu sunt tratate, cursurile de apă sunt depășite în ceea ce privește capacitatea lor naturală de epurare și rămân poluate.

Tratarea sau epurarea apelor uzate are drept obiectiv reducerea încărcăturii poluante pe care o vehiculează astfel încât să se redea mediului acvatic o apă de calitate, care să nu afecteze echilibrele naturale și utilizările sale viitoare (pescuit, agrement, alimentație, utilizare agricolă sau industrială etc.).

În funcție de gradul de dezvoltare a economiei, precum și de nivelul de conștientizare a fenomenelor poluării, organizarea generală a proceselor de curățire a apelor pluviale a evoluat foarte mult, diferit totuși de la o țară la alta.

Necesitatea protejării calității apelor naturale (cursuri de apă, ape subterane) reclamă funcționarea unor stații de epurare în apropierea localităților pentru tratarea apelor uzate. Stațiile de epurare generează în mod inevitabil un produs cunoscut sub denumirea de **nămol de epurare**.

În numeroase țări dezvoltate ale lumii, precum S.U.A., Japonia, China, în țări ale Uniunii Europene, precum Franța, nămolurile de epurare sunt împrăștiate pe terenurile agricole.

Acest procedeu oferă anumite avantaje economice agriculturii prin intermediul proprietăților fertilizante ale nămolurilor pentru solurile agricole, ele fiind o sursă de elemente minerale pentru culturi.

În prezent, țările UE, datorită unei conjuncturi particulare de evenimente (encefalopatia spongiformă bovină, problemele legate de poluarea cu nitrați și fosfați etc.) apărute în sectoarele agricol și agro-alimentar, de altfel fără legătură cu împrăștierea nămolurilor de epurare, tinde să incite, din ce în ce mai mult la dezvoltarea unor dezbateri publice cu interesul de a promova sau, din contră, de a restrânge utilizarea agricolă a nămolurilor de epurare.

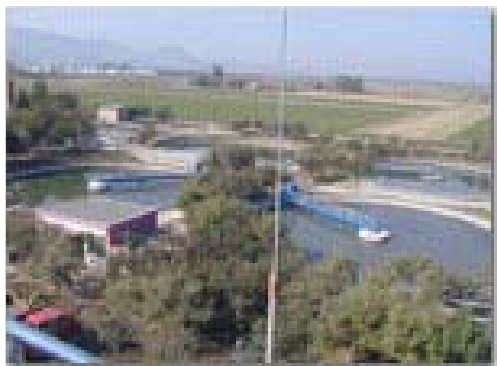
Nu se poate vorbi despre **nămoluri de epurare** fără a vorbi despre **ape uzate**, căci nămolurile sunt tocmai un rezultat al epurării apelor uzate. Totodată, vorbindu-se despre apele uzate nu se poate uita că apele uzate sunt un rezultat al activităților umane (casnice, industriale, etc.), iar apa este o resursă indispensabilă vieții, aflată în deficit în numeroase regiuni ale lumii, o resursă care stă chiar la baza unor conflicte inter-statale sau de altă natură. Apa este o componentă a mediului înconjurător aflată în pericol ca și aerul, ca și solul sau ca și biodiversitatea. Acest pericol este determinat de diferitele surse de poluare și de efectele pe care le pot provoca. Date fiind acestea, în acest studiu este nevoie să se menționeze și aspecte legate de **epurarea apelor uzate**, de metodele folosite, de legislația privind apa, astfel încât să se fundamenteze corespunzător **obiectivul reciclării nămolurilor de epurare prin valorificarea lor pe solurile agricole, ca metodă productivă și respectuoasă față de mediul înconjurător**.

În România, atât sistemul de alimentare cu apă potabilă cât și sistemul de colectare, tratare și redare mediului înconjurător sunt deficitare. Astfel, alimentarea cu apă potabilă curentă se realizează în special în orașe, iar majoritatea zonelor rurale nu dispun decât de puțuri forate individual la diferite adâncimi în funcție de adâncimea apelor subterane. De asemenea, colectarea apelor uzate se face în rețele speciale în orașe dar, stațiile de epurare, chiar și la nivel de orașe sunt absente sau nefuncționale.



3.1. Metode de tratare a apelor uzate

Procesul de epurare a apelor uzate este unul complex, cuprinzând mai multe etape care permit eliminarea treptată a diferitelor tipuri de materii reziduale, grosiere, fine, de natură minerală sau de natură organică. Astfel, la intrarea în stația de epurare are loc un proces de trecere prin site mari, care rețin reziduurile grosiere, în continuare apa trece prin filtre speciale, care rețin particule de dimensiuni mai mici, iar în cele din urmă, apa încărcată cu materii organice în suspensie ajunge în bazinele de tratare chimică și biologică.



1. Imagini din stația de epurare a orașului Braşov

În ceea ce privește aplicarea procedului biologic, acesta constă în a face să acționeze o masă de microorganisme aerobe asupra materiilor organice, care le descompun și le mineralizează făcând posibilă decantarea nămolului de epurare și limpezirea ulterioară a apei până la stadiul de apă convențional curată, care va reveni în emisar.

Tratamentele biologice reproduc artificial, sau nu, fenomenele de auto-epurare existente în natură. Auto-epurarea regrupează ansamblul de procese prin care un mediu acvatic revine la calitatea sa originală după ce a fost supus unui fenomen de poluare.

3.2. Procedee intensive

Aceste procedee recurg la culturi bacteriene care „consumă” materiile poluante. Există două mari categorii de procedee biologice artificiale:

- a. Instalațiile cu „culturi libere”, în care cultura bacteriană este menținută în suspensie în cursul apelor uzate de tratat;
- b. Instalații cu „culturi fixe”, unde cultura bacteriană (denumită și „biofilm”, „film biologic” sau „biomasă”) se sprijină pe un suport (piatră, plastic, mediu granular fin).

În unele țări din UE, precum Franța, procedeele secundare cele mai răspândite sunt sistemele de epurare aerobă, respectiv instalațiile cu „**culturi libere**” sau „**nămoluri active**”. Cultura bacteriană este menținută într-un bazin de aerare și amestecare puternică. Aceasta permite aportul de oxigen necesar, omogenizarea amestecului și evitarea depunerilor.

Aerarea poate fi asigurată în suprafață prin turbine, iar la fundul bazinului prin procedee de rampă de distribuție de bule de aer. Randamentul lor de transfer poate fi ameliorat prin creșterea înălțimii apei. Aceste bazine denumite și bazine de oxidare, pun în acțiune o biomasă bacteriană liberă asociată în precipitate. Precipitatele de nămoluri cuprind microorganisme heterotrofe și autotrofe nitrificatoare atunci când durata de menținere a nămolului în bazin este suficient de mare pentru ca multiplicarea lor să producă o biomasă activă în tratament.



Reproducerea microorganismelor intervine în condiții favorabile, atunci când creșterea lor este importantă și când bacteriile încep să se divizeze. Exo-polimerii pe care îi secretă le permit să se aglomereze în precipitate decantabile.

Materiile organice conținute în apă se transformă în carbon (sub formă de CO₂) sub acțiunea bacteriilor. Reziduurile astfel formate, conținând acest stoc de bacterii, sunt denumite „**nămoluri**”. Condițiile de operare alese sunt cele care favorizează decantabilitatea precipitatelor.

După o perioadă de timp de menținere în acest bazin, efluentul este trimis într-un bazin decantor, denumit și decantor secundar. Apa epurată este astfel separată de nămoluri prin decantare.

Nămolurile sunt trimise în continuare într-o unitate de tratare specifică în vederea împrăștierii lor pe terenurile agricole sau eliminării lor pe alte căi. Această operațiune este denumită și „**recircularea nămolurilor**”. Această reciclare a nămolurilor produse de sistemul de epurare permite menținerea masei de bacterii continuu în bazinul de aerare.

Instalațiile cu „**culturi fixe**” sau tehnica „**paturilor bacteriene**” constă în a face ca apa uzată să șiroiască pe un suport solid unde se dezvoltă o cultură de microorganisme epuratoare, „**filmul biologic**” sau „**biofilmul**”. Apele uzate traversează reactorul și, la contactul cu filmul biologic, materiile organice se degradează. În amonte de pat se plasează un decantor pentru a evita colmatările.

Pe lângă patul bacterian, acest procedeu pune în aplicare un decantor unde apa epurată este separată de cultura microbiană. Mai întâi, efluentul este repartizat cât mai uniform posibil (dispersia în ploaie pe o grilă plană de repartizare riguroasă) la suprafața filtrului. Procedeu comportă în continuare 2 faze: faza de aerare și faza de decantare.

Aerarea este realizată în patul bacterian în mod natural sau prin ventilare. Astfel, o aerare abundentă, dinspre partea superioară și dinspre partea bazală a masivului filtrant provoacă asupra acestuia din urmă dezvoltarea unei flore microbiene aerobe și, apoi, procesul de oxidare eficientă a efluentului care percolează lent. Intrarea efluentului se face întotdeauna la partea superioară și evacuarea (după o eventuală recirculare) pe la partea bazală întrucât, niciodată masivul filtrant nu poate fi înecat (oprirea funcției aerobe).

Dezvoltarea masei bacteriene se face la suprafața suportului. Atunci când aceasta devine foarte importantă, pelicula bacteriană se detașează în mod natural; ea trebuie să fie separată de efluent prin decantare.

Un alt procedeu biologic intensiv este „**biofiltrarea**”, care utilizează o cultură bacteriană fixată pe un suport granular fin sau „**mediu granular**”, introdus într-un bazin. Metoda este avantajoasă întrucât degradarea materiilor poluante, precum și limpezirea apelor uzate se petrec în același timp.

Materiile utilizate pentru suport sunt, fie naturale (argile expandate, șisturi), fie sintetice (bile de polistiren expandat). Printr-un sistem de aerare este adus oxigenul necesar în interiorul filtrului.

4. SITUAȚIA NĂMOLURILOR DE LA STAȚIILE DE EPURARE

Nămolurile de epurare sunt produse ce rezultă de la tratarea apelor uzate. Având în vedere că volumul de reziduuri/deșeuri industriale și umane sunt în creștere, municipalitățile și agențiile guvernamentale din întreaga lume sunt puse în situația obligatorie de a găsi metode durabile pentru eliminarea acestora în mediul înconjurător. Numeroase țări dezvoltate au încetat să mai practice deversarea acestora în apele marine, iar în prezent metodele folosite se referă în special la aplicarea lor pe terenurile agricole, compostarea și utilizarea composturilor din nămoluri de epurare ca material fertilizant pentru culturile horticole sau ca sursă de materie organică și nutrienți pentru terenurile agricole.

4.1. Legislația privind utilizarea nămolurilor de epurare în agricultură

Principalul act normativ al UE care reglementează gestiunea nămolurilor de epurare, atunci când este vorba de utilizarea acestora în agricultură, este directiva **86/278/CEE** din 12 iunie 1986. Apariția acestui act normativ a fost necesară în condițiile în care directiva **75/442/CEE** a Consiliului european nu acoperea problematica referitoare la utilizarea nămolurilor de epurare în cadrul exploatațiilor agricole, ci făcea referire doar la deșeuri. Pe de altă parte, directiva **78/319/CEE** a Consiliului, din 20 martie 1978, relativă la deșeurile periculoase se aplică și

nămolurilor de epurare în măsura în care ele conțin sau sunt contaminate cu substanțe ce figurează în anexele acestei directive și care sunt de natură să prezinte riscuri, în anumite cantități sau în anumite concentrații, pentru sănătatea umană sau pentru mediul înconjurător.

Potrivit directivei 86/278/CEE, se înțelege prin nămoluri:

1. produsele rezultate de la stațiile de epurare care tratează apele uzate domestice (menajere) sau urbane și de la alte stații de epurare ce tratează ape uzate având o compoziție similară apelor uzate domestice și urbane;
2. produsele reziduale din fosele septice și din alte instalații similare pentru tratarea apelor uzate;
3. produsele reziduale rezultate de la stațiile de epurare altele decât cele menționate la punctele 1 și 2.

Un alt termen întâlnit în actele normative și în literatura de specialitate referitor la nămoluri este cel de „nămoluri tratate”, care reprezintă „nămolurile tratate pe cale biologică, pe cale chimică sau termică, prin depozitare pe termen lung sau prin orice alt procedeu corespunzător pentru a reduce în mod semnificativ puterea lor fermentescibilă și inconvenientele sanitare ale utilizării lor”.

Directiva 86/278/CEE a fost adoptată din următoarele considerente:

- necesitatea prevederii unui regim special pentru acest tip de reziduuri dându-se totodată garanția că se asigură protecția omului, animalelor, vegetației și mediului înconjurător împotriva oricăror efecte prejudiciabile cauzate de utilizarea necontrolată a nămolurilor de epurare;
- necesitatea stabilirii primelor măsuri comunitare în cadrul protecției solurilor;
- nămolurile de epurare pot prezenta proprietăți agronomice utile și, în consecință, se justifică încurajarea valorificării lor în agricultură cu condiția ca ele să fie utilizate corect; utilizarea nămolurilor de epurare în agricultură nu trebuie să dăuneze calității solurilor și producției agricole;
- anumite metale grele pot fi toxice pentru plante și pentru om prin prezența lor în recolte. Astfel se impune fixarea unor valori limitate pentru aceste elemente în soluri;
- utilizarea nămolurilor de epurare pe solurile agricole trebuie să se interzică atunci când solurile prezintă concentrații ale metalelor grele ce depășesc limitele stabilite;
- concentrația solurilor în aceste elemente nu trebuie să depășească limitele impuse ca urmare a aplicării nămolurilor de epurare. Pentru a se evita astfel de fenomene, fie se vor limita dozele anuale de nămoluri ce pot fi aplicate pe solurile agricole, fie se va veghea la a nu se depăși valorile limită aplicabile metalelor grele ce ar putea ajunge în soluri pe baza unei medii pe zece ani;
- înainte de a fi utilizate în agricultură, nămolurile de epurare trebuie să fie tratate; statele membre ale UE pot, totuși, autoriza utilizarea nămolurilor de epurare netratate dar fără să existe riscuri privitoare la sănătatea omului și a animalelor atunci când sunt încorporate sau injectate în soluri;
- este necesar ca între data aplicării nămolurilor pe solurile agricole și data la care se scot animalele la pășunat, se recoltează plantele furajere, etc., să existe o perioadă de nefolosire a acestor terenuri pentru a se evita contactul direct cu solul; utilizarea nămolurilor de epurare în culturile legumicole și fructifere în timpul perioadei de vegetație, cu excepția arborilor fructiferi, trebuie interzisă;
- utilizarea nămolurilor de epurare trebuie să se facă în condițiile garantării protecției solului, a apelor de suprafață și a celor subterane conform directivelor 75/440/CEE și 80/68/CEE;
- este necesar să se efectueze controlul calității nămolurilor de epurare și a solurilor pe care se utilizează acestea, să se efectueze analize asupra lor și să se comunice rezultatele utilizatorilor;
- este de dorit să se păstreze un anumit număr de informații pentru a se asigura o bună cunoaștere a utilizării nămolurilor în agricultură, iar aceste informații să fie transmise

Comisiei Europene sub formă de rapoarte periodice, iar Comisia, pe baza rapoartelor va face, dacăva și necesar, propuneri vizând asigurarea unei protecții crescânde a solurilor și a mediului înconjurător;

- nămolurile de epurare provenind de la stațiile de epurare de talie mică, care tratează în principal apele uzate menajere, care prezintă foarte puține riscuri pentru sănătatea omului, pentru plante, animale și pentru mediul înconjurător nu vor fi supuse aceluiași regim de raportare, informare și analize;
- statele membre ale UE pot să adopte măsuri mult mai severe privitoare la nămolurile de epurare, spre deosebire de directiva 86/278/CEE; aceste măsuri vor trebui însă comunicate Comisiei;
- având în vedere progresul tehnico-științific, între statele membre ale UE trebuie să existe o cooperare în cadrul unui comitet pentru adoptarea progreselor tehnice și științifice referitoare la acest domeniu.

Nămolurile de epurare, despre care s-a relatat mai sus, nu pot fi utilizate în agricultură decât în conformitate cu directiva 86/278/CEE și cu directivele 75/442/CEE și 78/319/CEE.

În ceea ce privește metalele grele, directiva 86/278/CEE prevede valori ale concentrațiilor acestora în solurile ce primesc nămoluri de epurare, ale concentrațiilor în nămolurile de epurare destinate valorificării agricole și cantitățile maxime anuale ale acestor metale grele ce pot fi introduse în soluri agricole după cum se prezintă în *tabelele 4.1., 4.2. și 4.3.*

Tabelul 4.1.

Valori limită ale concentrațiilor în metale grele în soluri

(mg/kg de materie uscată dintr-un eșantion reprezentativ de soluri al căror pH este cuprins între 6 și 7)

Parametri	Valori limită ¹
Cadmiu	1 – 3
Cupru ²	50 – 100
Nichel ²	30 – 75
Plumb	50 – 300
Zinc ²	150 – 300
Mercur	1 – 1,5
Crom ³	–

Tabelul 4.2.

1 Statele membre pot autoriza depășirea valorilor limită de mai sus în cazul utilizării nămolurilor pe terenurile care, în urma notificării prezentei directive, sunt consacrate eliminării nămolurilor dar pe care se realizează culturi cu scop comercial destinate exclusiv consumului animal. Statele membre comunică Comisiei numărul și natura siturilor implicate. Ele veghează pentru a nu rezulta nici un pericol pentru om și mediul înconjurător.

1 Statele membre pot autoriza o depășire a valorilor limită pentru acești parametri pe solurile unde pH-ul este în mod constant peste 7. În nici un caz concentrațiile maxime autorizate pentru aceste metale grele nu trebuie să depășească cu mai mult de 50 % valorile prezentate mai sus. Statele membre veghează în plus pentru a nu apare nici un pericol pentru om și mediul înconjurător și mai ales pentru pânzele freatice.

1 La data notificării directivei nu a fost posibil să se fixeze valori limită pentru crom.

2 Statele membre pot autoriza o depășire a valorilor limită pentru acești parametri pe solurile unde pH-ul este în mod constant peste 7. În nici un caz concentrațiile maxime autorizate pentru aceste metale grele nu trebuie să depășească cu mai mult de 50 % valorile prezentate mai sus. Statele membre veghează în plus pentru a nu apare nici un pericol pentru om și mediul înconjurător și mai ales pentru pânzele freatice.

3 La data notificării directivei nu a fost posibil să se fixeze valori limită pentru crom.

Valori limită ale concentrațiilor în metale grele în nămolurile destinate utilizării în agricultură

(mg/kg de materie uscată)

Parametri	Valori limită
Cadmiu	20 – 40
Cupru	1000 – 1750
Nichel	300 – 400
Plumb	750 – 1200
Zinc	2500 – 4000
Mercur	16 – 25
Crom	–

Tabelul 4.3.

Valori limită pentru cantitățile anuale de metale grele ce pot fi introduse în solurile cultivate pe baza unei medii de 10 ani

(kg/ha/an)

Parametri	Valori limită
Cadmiu	0,15
Cupru	12
Nichel	3
Plumb	15
Zinc	30
Mercur	0,1
Crom	–

Pentru efectuarea analizelor chimice asupra nămolurilor de epurare, asupra solurilor, precum și pentru prelevarea probelor, directiva 86/278/CEE prevede următoarele:

1. **analizele nămolurilor**

- 1.1. Ca regulă generală, nămolurile trebuie să fie analizate odată la șase luni. Dacă apar modificări în calitatea apelor tratate, frecvența acestor analize trebuie să crească. Dacă rezultatele analizelor nu variază în mod semnificativ pe o perioadă de un an, nămolurile trebuie să fie analizate cel puțin odată la douăsprezece luni.
- 1.2. Trebuie să se analizeze următorii parametri: materia (substanța) uscată, materia organică, pH, cadmiu, cupru, nichel, plumb, zinc, mercur, crom.
- 1.3. Pentru cupru, zinc și crom, așa cum s-a demonstrat, că aceste metale nu sunt prezente în apele uzate tratate de stațiile de epurare decât în cantități neglijabile, statele membre decid în ceea ce privește frecvența analizelor ce trebuie efectuate.

2. **analizele solurilor:**

- 2.1. Înainte de utilizarea altor nămoluri decât cele rezultate de la stațiile de epurare, statele membre trebuie să verifice conținutul în metale grele al solurilor astfel încât să nu se depășească valorile limită fixate, prezentate mai sus. Pentru aceasta, Statele membre decid asupra analizelor ce trebuie efectuate ținând cont de datele științifice disponibile asupra caracteristicilor solurilor și omogenitatea acestora.
- 2.2. Statele membre decid asupra frecvenței analizelor ulterioare ținând cont de conținutul în metale grele al solurilor înainte de utilizarea nămolurilor, de cantitatea și de compoziția nămolurilor utilizate, precum și de orice alt element aferent.
- 2.3 Trebuie să se analizeze următorii parametri:

- ▶ pH,

- ▶ cadmiu, cupru, nichel, plumb, zinc, mercur, crom.

Directiva 86/278/CEE încurajează folosirea nămolului de epurare în agricultură și reglementează aceasta astfel încât să se prevină daunele asupra vegetației, animalelor și omului. Pentru aceasta se interzice folosirea nămolurilor netratate pe terenurile agricole. Nămolurile netratate se acceptă doar dacă după aplicare sunt imediat încorporate în sol. Nămolul tratat este definit ca produs care a fost supus unui tratament biologic, chimic, termic, depozitare pe termen lung sau oricărui altui proces corespunzător pentru a-i reduce fermentabilitatea și riscurile pentru sănătate în cazul utilizării lui. Pentru a oferi protecție împotriva riscului potențial pentru sănătate a patogenilor reziduali, nămolul nu trebuie să fie aplicat pe solurile pe care se cultivă culturi fructifere și legumicole sau să se aplice cu cel puțin o lună înainte de recoltarea acestora. Animalele care pasc nu trebuie să aibă acces pe pajiști sau pe terenurile cu plante furajere decât la trei săptămâni după aplicarea nămolului de epurare. Directiva cere, de asemenea, ca nămolul să fie folosit în așa fel încât să se țină cont de cerințele plantelor pentru elementele nutritive, de calitatea solului și de cea a apelor subterane care nu trebuie afectate.

Deși la nivelul UE refolosirea nămolurilor de epurare ajunge la circa 40% din producția totală, în unele state, aplicarea pe terenurile agricole și incinerarea sunt metodele cele mai utilizate (ex.: în Franța nămolurile, cel mai adesea, de epurare sunt reciclate prin aplicarea pe terenurile agricole). În Franța există un Comitet Național al Nămolurilor, la care participă și ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) și care are ca obiectiv demersul de a face să se înțeleagă bine problema reciclării nămolurilor de epurare în agricultură în cadrul unor dezbateri bine concertate și clare. Aceasta pentru a răspunde îngrijorărilor agricultorilor care ar putea manifesta reticențe în a accepta pe solurile lor aceste produse și consumatorilor care se tem de eventuale riscuri.

Datorită proceselor fizico-chimice implicate în procesul de tratare, nămolul tinde să concentreze metale grele și materie organică biodegradabilă, precum și organisme potențial patogene (virusuri, bacterii, etc.) prezente în apele uzate. Nămolul este totuși bogat în nutrienți, precum azotul, fosforul și materie organică, utile pentru soluri. Materia organică și nutrienții sunt două elemente care fac ca acest produs rezidual să fie folosit ca fertilizant pe solurile agricole sau ca ameliorator al conținutului în materie organică al solurilor sărace sau degradate.

Implementarea progresivă a **Directivei 91/271/CEE** în toate Statele membre a făcut să crească cantitatea de nămol de epurare ce necesită a fi eliminat în mediul înconjurător sau depozitat. De la o producție anuală de 5,5 milioane tone materie uscată în 1992, Comunitatea a ajuns la aproape 9 milioane tone materie uscată în anul 2005. Această creștere este datorată în principal implementării Directivei, încetul cu încetul dar cu o creștere constantă a numărului de locuințe conectate la rețelele de canalizare și, implicit, la stațiile de epurare și cu creșterea nivelului tratamentului.

Directiva 98/15/CE vizează precizarea prescripțiilor relative la deversarea eluenților de la stațiile de epurare a apelor reziduale urbane pentru a pune un termen diferențelor de interpretare ale Statelor membre. Directiva precizează:

- ▶ utilizarea mediilor zilnice ale valorilor concentrațiilor de azot total de către aglomerările cuprinse între 10 000 și 100 000 echivalent locuitor și pe cele cu peste 100 000 echivalent locuitori;
- ▶ condiția privitoare la temperatura efluentului în reactorul biologic și limitarea timpului de funcționare ținând cont de condițiile climatice regionale nu se aplică decât metodei „alternative” utilizând mediile zilnice;
- ▶ utilizarea metodei „alternative” trebuie să garanteze același nivel de protecție a mediului înconjurător ca și tehnica mediilor anuale;

Directiva definește o serie de termeni cheie, dintre care:

- ▶ ape reziduale urbane: pe de-o parte, apele uzate provenind de la clădirile rezidențiale și produse în special prin metabolismul uman și activitățile menajere (ape uzate menajere) sau, pe de altă parte, amestecul de ape uzate menajere cu ape uzate provenind de la localurile utilizate pentru scopuri comerciale sau industriale (ape uzate industriale) și/sau apele stradale;
- ▶ echivalent locuitori: unitate de măsură a poluării organice biodegradabile reprezentând încărcătura medie a acestei poluări pe locuitor și pe zi; ea este fixată de directiva 91/271/CEE la 60 grame CBO5 (cererea biochimică în oxigen în cinci zile).

O serie de alte acte normative, comunicate și rapoarte fac referire la reglementarea tratării și eliminării efluenților în mediul nconjurator fără a-i dăuna acestuia dar, în cele ce urmează se va face referire doar la câteva aspecte privind bunele practici adoptate de unele State ale UE, care reciclează nămolurile de epurare în agricultură.

Codul bunelor practici agricole de utilizare a nămolului de epurare al Marii Britanii limitează cantitățile maxime de metale grele ce pot ajunge în stratul arabil al solurilor (pH 6-7) care primesc nămoluri de epurare. Astfel, acest cod permite un nivel maximum de 200 mg/kg zinc (Zn) total, 135 mg/kg cupru (Cu) total, 75 mg/kg nichel (Ni) total și 3 mg/kg cadmiu (Cd). Limita prevăzută pentru Zn (200 mg/kg) este mai mică decât valoarea maximă admisă de 300 mg/kg (în soluri cu pH 6-7). Această valoare a fost scăzută ca precauție pe baza recomandărilor făcute de un comitet științific (Anon, 1993), urmare a efectelor dăunătoare măsurate într-unul dintre siturile din Marea Britanie privitor la abilitatea trifolului de a fixa azotul atmosferic la concentrații ridicate în metale grele al solului (McGrath, 1994).

În România, problematica nămolurilor de epurare este reglementată prin ORDINUL nr. 344 din 16 august 2004. Este vorba în special de aprobarea Normelor tehnice privind protecția mediului, cu precădere a solurilor, când se utilizează nămolurile de epurare în agricultură.

Acest ordin definește diferitele tipuri de nămoluri de epurare, după cum urmează:

1. nămoluri provenite de la stațiile de epurare a apelor uzate din localități și de la alte stații de epurare a apelor uzate cu o compoziție asemănătoare apelor uzate orășenești;
2. nămoluri provenite de la fosele septice și de la alte instalații similare pentru epurarea apelor uzate;
3. nămoluri provenite de la stațiile de epurare, altele decât cele menționate la punctele a și b;
4. nămoluri tratate - nămolurile tratate printr-un proces biologic, chimic ori termic, prin stocare pe termen lung sau prin orice alt procedeu corespunzător care să reducă în mod semnificativ puterea acestora de fermentare și riscurile sanitare rezultate prin utilizarea lor.

Nămolurile provenite de la stațiile de epurare a apelor uzate din localități și din alte stații de epurare a apelor uzate, cu o compoziție asemănătoare apelor uzate orășenești, pot fi utilizate în agricultură numai dacă sunt în conformitate cu prezentele norme tehnice.

Concentrațiile de metale grele în solurile pe care se aplică nămoluri, concentrațiile de metale grele din nămoluri și cantitățile maxime anuale ale acestor metale grele, care pot fi introduse în solurile cu destinație agricolă, sunt prezentate în *tabelele 4.4., 4.5. și 4.6.*

Valorile maxime admisibile pentru concentrațiile de metale grele în solurile pe care se aplică nămoluri

(mg/kg de materie uscată într-o probă reprezentativă de sol cu pH > 6,5)

Parametri	Valorile limită
Cadmiu	3
Cupru	100
Nichel	50
Plumb	50
Zinc	300
Mercur	1
Crom	100

Tabelul 4.5.

Concentrațiile maxime admisibile de metale grele din nămolurile destinate pentru utilizarea în agricultură

(mg/kg de materie uscată)

Parametri	Valorile limită
Cadmiu	10
Cupru	500
Nichel	100
Plumb	300
Zinc	2.000
Mercur	5
Crom	500
Cobalt	50
Arsen	10
AOX (suma compușilor organohalogenati)	500
PAH (Hidrocarburi aromatice policiclice)	5
Suma următoarelor substanțe: antracen, benzoantracen, benzofluoranten, benzoperilen, benzopiren, chrisen, fluorantren, indeno (1,2,3)piren, naftalină, fenantren, piren	
PCB (bifenili policlorurați)	0,8
Suma compușilor cu numerele 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, conform Ordinului ministrului apelor, pădurilor și protecției mediului nr. 756/1997 , publicat în Monitorul Oficial al României, Partea I, nr. 303 și nr. 303 bis din 6 noiembrie 1997	

Tabelul 4.6.

Valorile limită pentru cantitățile anuale de metale grele care pot fi introduse în terenurile agricole pe baza unei medii de 10 ani

(kg/ha/an)

Parametri	Valorile limită
Cadmium	0,15
Cupru	12
Nichel	3
Plumb	15
Zinc	30
Mercur	0,1
Crom	12

Se interzice utilizarea nămolurilor atunci când concentrația unuia sau a mai multor metale grele din sol depășește valorile limită stabilite în tabelul 4.4. și trebuie luate măsuri pentru ca aceste valori limită să nu fie depășite ca urmare a utilizării nămolurilor.

Pe terenurile agricole se pot aplica numai nămolurile al căror conținut în elemente poluante nu depășește limitele prezentate în tabelul 4.5.

Pentru alte elemente poluante care nu sunt existente în tabelele prezentate mai sus, restricțiile și utilizarea nămolurilor vor fi stabilite de către autoritatea teritorială de protecție a mediului, în baza recomandărilor primite din partea autorităților centrale de mediu, pe baza studiilor efectuate de Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Protecția Mediului (INC-DPM) și de Institutul de Cercetări pentru Pedologie și Agrochimie (ICPA), pentru fiecare stație de epurare, pe baza analizelor de sol și nămol.

Pot fi utilizate în agricultură numai nămolurile tratate, pentru care s-a emis permisul de aplicare de către agenția locală de protecție a mediului pe baza studiului agrochimie special elaborat de Oficiul de Studii Pedologice și Agrochimice (OSPA) și aprobat de direcția pentru agricultură și dezvoltare rurală. În studiu trebuie să se prevadă condițiile pe care trebuie să le respecte producătorul și utilizatorul nămolului pentru a se asigura protecția mediului.

Producătorii de nămoluri trebuie să furnizeze utilizatorului de nămol, cu regularitate, informații privind disponibilul de nămol și caracteristicile nămolului, conform următorilor indicatori de caracterizare:

- pH;
- umiditate;
- pierdere la calcinare;
- carbon organic total;
- azot;
- fosfor;
- potasiu;
- cadmiu;
- crom;
- cupru;
- mercur;
- nichel;
- plumb;
- zinc.

Împrăștierea nămolului se face numai în perioadele în care sunt posibile accesul normal pe teren și încorporarea nămolului în sol imediat după aplicare.

În utilizarea nămolurilor trebuie să se țină cont de următoarele reguli:

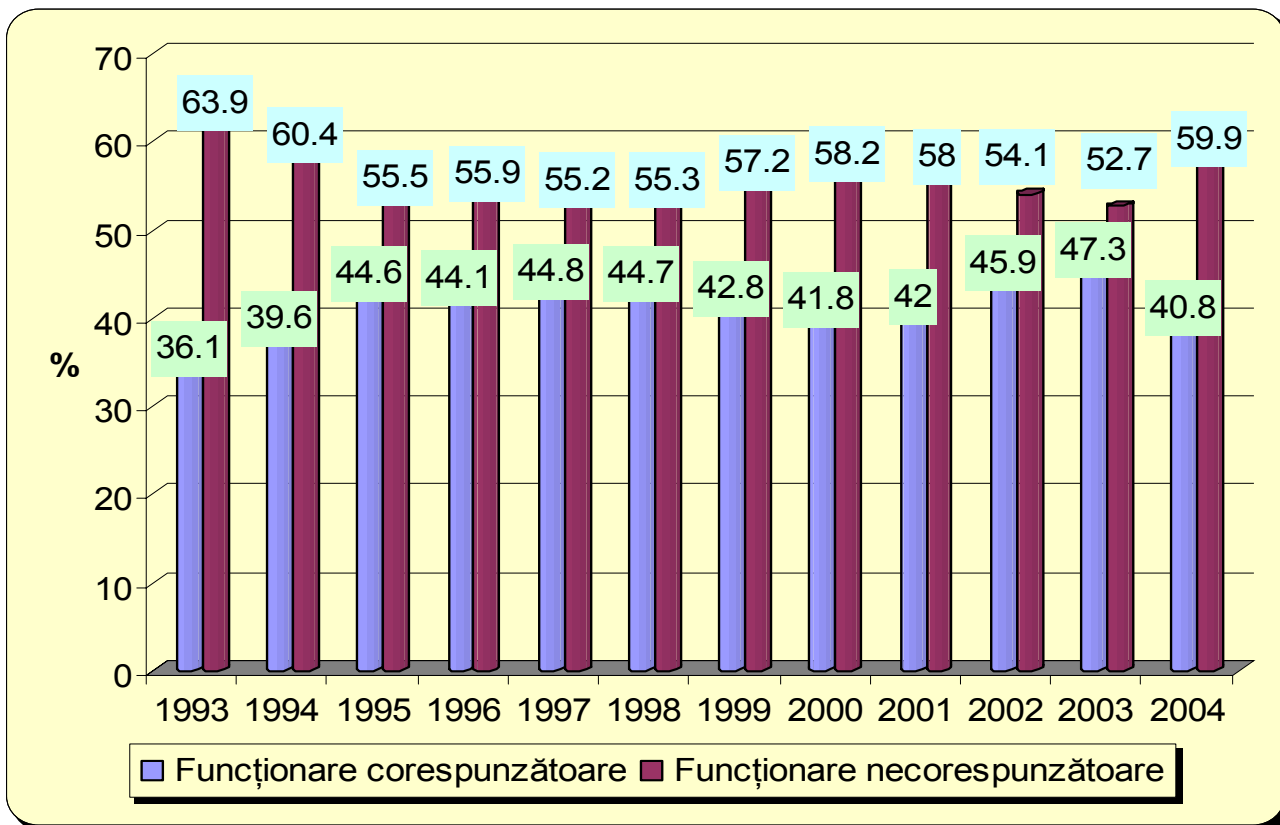
- 1) trebuie să fie avute în vedere necesitățile nutriționale ale plantelor;
- 2) să nu se compromită calitatea solurilor și a apelor de suprafață;
- 3) valoarea pH-ului din solurile pe care urmează a fi aplicate nămoluri de epurare trebuie să fie menținută la valori peste 6,5.

Acest ordin prevede, de asemenea, o serie de reguli ce se impun producătorilor de nămoluri.

4.2. Situația actuală a nămolurilor de epurare în România

Conform unei situații a funcționării stațiilor de epurare în perioada 1993-2004, doar un procent de 36,1-45,9% din apele uzate erau bine epurate, restul erau doar pre-tratate sau netratate.

Situația funcționării stațiilor de epurare în perioada 1993-2004



În anul 2004 s-a transmis un chestionar (Anexa A) în teritoriu, prin care se cereau date privind nămolurile provenite de la stațiile de epurare, care s-ar putea utiliza în agricultură. Este important de amintit că materiile rezultate din fazele de preepurare a apei de la intrarea în stația de epurare nu sunt utilizate în agricultură. Ele nu fac parte din domeniul Directivei 86/278/CEE.

În urma centralizării acestor chestionare, s-a realizat o bază de date (pe anul 2003) cu toate stațiile de epurare din țară.

Chestionarul s-a transmis și în următorii ani, astfel încât în acest moment există o bază de date pentru 3 ani (2003, 2004, 2005).

Chestionarul conține toate elementele necesare realizării unei evidențe clare a nămolurilor rezultate de la stațiile de epurare. Este important ca operatorii să dea curs acestui chestionar.

S-a înregistrat o rată de răspuns de circa 74%. Rata de răspuns a fost calculată în raport cu numărul stațiilor de epurare identificate de către Agențiile Locale de Protecție a Mediului.

Din datele raportate pentru anul **2005** au rezultat următoarele:

În anul 2005 au fost identificate 602 stații de epurare, din care 330 stații municipale și 272 stații industriale și 130 de stații de preepurare.

În urma analizării datelor din cei trei ani au rezultat următoarele:

		2003	2004	2005
Namoluri generate (namol uscat)	Tone/an	661 089	661 089	377 209
Utilizate în agricultura (namol uscat)	Tone/an	119 594	157 386	112 336
	%	18	23	29
Depozitate la depozite de deseuri	Tone/an	726 371	510 146	236 186
Incinerate	Tone/an	52 741	29 938	26 389
Depozitate în stocul propriu	Tone/an	307 325	2 283 903	980 959
Alte forme de eliminare	Tone/an	48 546	21 584	67 164

În ceea ce privește costurile implicate în gestionarea nămolurilor, sunt costurile de transport și depozitare. Costurile de transport sunt foarte diferite, între 2 și 56 lei/t, funcție de distanța până la depozitul de deșeuri. Unele stații de epurare depozitează nămolul în depozitul propriu. Și prețul de depozitare diferă de la o stație de tratare la alta și este între 0,45 lei/t și 35 lei/t.

4.3. Metode de tratare a nămolurilor de epurare

4.3.1. Principii generale

Exceptând situația în care sunt injectate în sol sau încorporate prin intermediul oricărei alte lucrări a solului, nămolurile de epurare trebuie să facă obiectul unui proces de tratare biologică, chimică sau termică, al unei depozitări pe termen lung sau al altui proces corespunzător, proiectat să-i reducă gradul de fermentabilitate și riscurile privind sănătatea înainte de a fi aplicate pe terenurile agricole. În *tabelul 4.7.* sunt prezentate procesele de tratare sau de manipulare folosite în Marea Britanie pentru a atinge obiectivele menționate mai sus.

În acest studiu se va acorda o mai mare importanță procedului de tratare a nămolurilor de epurare cunoscut sub denumirea de "compostare" sau fermentare aerobă. Acest procedeu este foarte apreciat și utilizat întrucât el permite, între altele, o foarte bună igienizare a nămolului de epurare, precum și co-compostarea unor deșeuri (ex.: compostarea nămolului de epurare în amestec cu deșeuri menajere urbane cu conținut predominant organic, triate). În ceea ce urmează se va face o descriere detaliată a acestui procedeu având în vedere largă sa utilizare și calitatea materialului (**compostul**) rezultat în urma procesului.

Tabelul 4.7.
Exemple de procese de tratare a nămolului de epurare practicate pe plan internațional

Procesul	Descrierea
Pasteurizarea de epurare	Minimum 30 minute la 70 °C sau minimum 4 ore la 55 °C (sau alte condiții corespunzătoare), urmate întotdeauna de o fermentare primară anaerobă mezofilă.
Fementare anaerobă mezofilă	Perioada medie de menținere în fermentație anaerobă este de cel puțin 12 zile la o temperatură de 35 °C ± 3 °C sau cel puțin 20 de zile de fermentație primară la o temperatură de 25 °C ± 3 °C urmat, în fiecare caz, de un al doilea stadiu care să ofere o medie de menținere de cel puțin 14 zile.
Fermentare aerobă termofilă	Perioada medie de menținere în fermentație este de cel puțin 7 zile, iar temperature va fi de 55 °C timp de cel puțin 4 ore.
Compostare (vrac sau grămadă aerată)	Compostul trebuie menținut la 40 °C cel puțin 5 zile, iar timp de 4 ore, în această perioadă, va trebui să atingă minimum 55 °C în interiorul grămezii urmată de o perioadă de maturare adecvată pentru a asigura că reacția compostului este completă durabil.
Stabilizarea cu carbonat de calciu (CaCO ₃)	Adăugarea de carbonat de calciu face să crească valoarea pH a nămolului până la circa 12. După aceea, nămolul poate fi folosit direct pe terenurile agricole (nămol sub formă de pastă aplicabil cu utilajele agricole desinate aplicării îngrășămintelor organice).
Păstrarea în stare lichidă	Depozitarea nămolului lichid se face pe o perioadă minimă de 3 luni.
Deshidratarea și depozitarea nămolului	Condiționarea nămolului de epurare cu carbonat de calciu sau cu alți coagulanți urmată de deshidratare și depozitare timp de minimum 3 luni se face dacă nămolul a fost supus anterior unui proces de fermentație mezofilă primară și o depozitare pe o perioadă de cel puțin 14 zile.

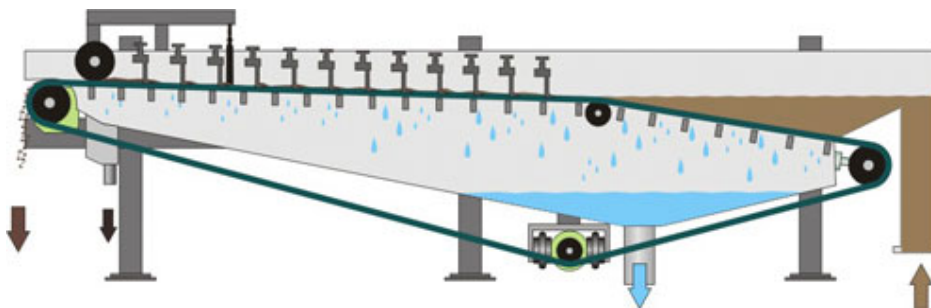
Sursa: FAO, Departamentul pentru protecția mediului înconjurător (1989).

4.3.2. Îngroșarea nămolului

Această metodă constituie cea mai simplă și mai larg răspândită metodă de concentrare a nămolului, având drept rezultat reducerea și ameliorarea rezistenței specifice la filtrare. Îngroșarea se poate realiza prin decantare, flotare sau centrifugare, gradul de îngroșare depinzând de mai multe variabile, dintre care mai importante sunt: tipul de nămol, concentrația inițială a solidelor, temperatură, utilizarea agenților chimici, durata de îngroșare, etc.

Prin îngroșare, volumul nămolului se poate reduce de circa 20 de ori față de volumul inițial, dar îngroșarea este eficientă tehnico-economic până la o concentrație de solide de 8-10%.

Îngroșarea gravitațională se realizează în instalații convenționale de tipul decantoarelor circulare, având radierul cu pantă spre centru, dotate cu echipamente mecanice de amestec lent, pentru a favoriza dirijarea nămolului spre centru, de unde se extrage, apa separată evacuându-se pe la partea superioară.



Îngroșarea prin flotare se aplică pentru suspensii care au tendința de flotare și sunt rezistente la compactare prin îngroșare gravitațională.

Procesul de flotare cu aer se poate realiza prin: flotare cu aer dispersat, flotare cu aer dizolvat sub presiune, flotare cu aer la presiune negativă și flotare biologică.

Cel mai larg utilizat este procesul de flotare cu aer dizolvat sub presiune, care prin destindere la presiunea apropiată de cea atmosferică elimină bule fine, care se atașează sau se înglobează în flocoanele de nămol și le ridică la suprafață. Pentru asigurarea unei concentrații convenabile de materii în suspensie la alimentare, se practică recircularea unei fracțiuni de efluent.

Principalii parametri ce influențează procesul de îngroșare prin flotare sunt: presiunea, raportul de recirculare, concentrația de solide la alimentare, durata de retenție, raportul aer/solide, tipul și calitatea nămolului, încărcarea hidraulică în solide, utilizarea agenților chimici.

Îngroșarea prin centrifugare se aplică în general pentru nămolul activ în exces atunci când nu se dispune de spațiu pentru alte instalații mai puțin compacte.



Utilizând centrifuga cu transportor elicoidal se poate atinge o concentrare de solide de circa 4% și un grad de reținere a solidelor de 90%, la îngroșarea nămolului activ cu adaos de floculanți. Ținând seama de viteza de rotație mare a echipamentului (6000 rot/min), consumul de floculanți este mai mare datorită fragilității și ruperii flocoanelor, deci costurile de exploatare sunt mai mari decât în cazul altor procedee.

4.3.3. Fermentarea nămolului

Fermentarea nămolului, în vederea unei prelucrări ulterioare sau a depozitării se poate realiza prin procedee anaerobe sau aerobe - primele fiind cel mai des folosite. În procesul de fermentare, materialul organic este mineralizat, iar structura coloidală a nămolului se modifică. Nămolul fermentat poate fi mai ușor deshidratat, cu cheltuieli mai mici decât în cazul nămolului brut.

Fermentarea anaerobă a nămolului

Factorii care influențează procesul de fermentare se pot grupa în două categorii:

- caracteristicile fizico-chimice ale nămolului supus fermentării: concentrația substanțelor solide, raportul mineral/volatil, raportul dintre componenta organică și elemente nutritive, prezența unor substanțe toxice sau inhibitoare etc;
- concepția și condițiile de exploatare ale instalațiilor de fermentare: temperatura, sistemul de alimentare și evacuare, sistemul de încălzire, de recirculare, de omogenizare, timpul de fermentare, încărcarea organică etc.

Din punct de vedere termic, procesele de fermentare anaerobă se pot clasifica în trei categorii:

- fermentare criofilă (fără încălzire) la temperatura mediului ambiant;
- fermentare mezofilă (32-35⁰ C);
- fermentare termofilă (≈55⁰C).

În practică este larg aplicată fermentarea mezofilă.

Fermentarea termofilă, deși prezintă unele avantaje, ca reducerea duratei de fermentare și deci a volumului instalațiilor, este totuși rar utilizată, întrucât implică consumuri suplimentare de energie calorică (mai ales în perioada de iarnă) și formează cruste și spume în bazine.

Microorganismele care participă la procesul de fermentare și, îndeosebi, cele metanice, sunt foarte sensibile la variații de temperatură chiar de 2-3 °C, intervalul de temperatură și menținerea ei într-un regim constant reprezentând factori importanți ai procesului. Încălzirea rezervoarelor de fermentare la temperaturile proiectate se face, în principal, cu schimbătoare de căldură exterioare, care asigură și o omogenizare a nămolului, precum și o preîncălzire a nămolului brut.

Amestecul - recircularea – inoculare are ca scop principal amestecul nămolului fermentat de la baza rezervorului de fermentare cu cel de la suprafață, prin aceasta obținându-se o mai rapidă degradare a substanței organice, respectiv o mai rapidă terminare a fermentării. Cercetări recente asupra mecanismelor de degradare și conversie a materiei organice din nămol au pus în evidență că de stimulare a procesului de fermentare prin factori exogeni. Astfel, adaosuri de medii nutritive pentru bacterii, adaosuri de vitamine și alți factori de creștere au condus la sporirea producției de gaz de fermentare cu 10-15%



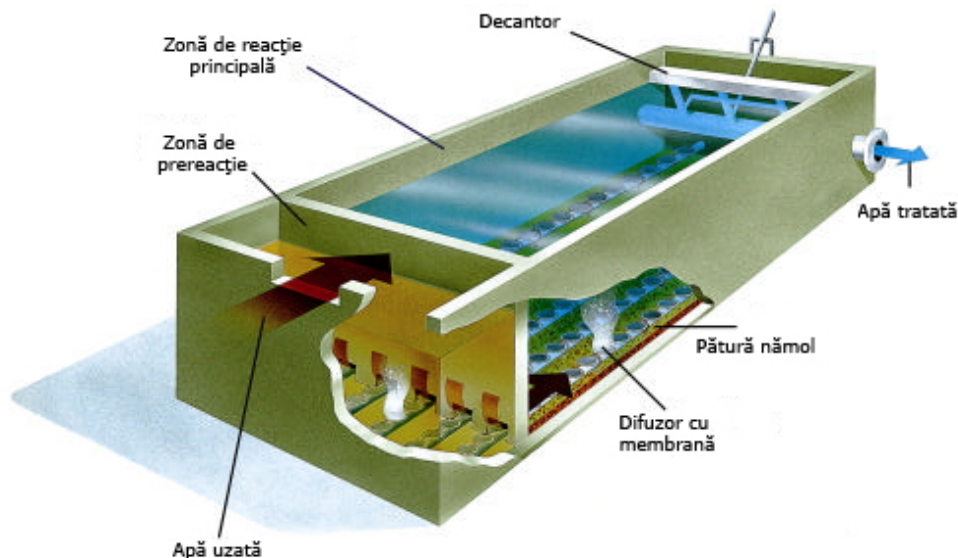
Fermentarea aerobă a nămolului

Acest proces constă, ca și fermentarea anaerobă, dintr-un proces de degradare biochimică a compușilor organici ușor degradabili.

Fermentarea aerobă se realizează în practică prin aerarea separată a nămolului (primar, secundar sau amestec) în bazine deschise. Echipamentul de aerare este același ca și pentru bazinele de nămol activ. Fermentarea aerobă a nămolului se recomandă mai ales pentru prelucrarea nămolului activ în exces, când nu există treaptă de decantare primară, sau când nămolul primar nu se pretează la fermentare anaerobă.

Avantajele procedurii sunt:

- exploatare simplă;
- lipsa mirosurilor neplăcute;
- igienizarea nămolului (reducerea numărului de germeni patogeni) și reducerea cantității de grăsimi.



Un nămol se consideră

fermentat aerob când componența organică s-a redus cu 20-25%, cantitatea de grăsimi a ajuns la maximum 6,5 % (față de substanța uscată), activitatea enzimatică este practic nulă, iar testul de fermentabilitate este negativ.

Instalațiile de fermentare aerobă se dimensionează, de regulă, pentru durata de retenție de 8-15 zile, în funcție de caracteristicile nămolului, în care se include și o perioadă de aclimatizare la condițiile aerobe (nămol primar).

Comparând cele două sisteme de stabilizare biologică a nămolului organic, apare net avantajos procedeul de stabilizare anaerobă, mai ales sub aspectul energetic. În tabelul de mai jos se dau date comparative ale celor două procedee.

Date comparative privind fermentarea anaerobă și aerobă

Metoda	Perioada de retenție zile	Consum de energie KWh/m ³ nămol	Caracteristici
Fermentare aerobă	8 - 15	5 - 10	Simplă; cost scăzut de investiție; consum mare de energie
Fermentare anaerobă	15 - 20	0,2 - 0,6	Cost de exploatare ridicat; cost de investiție ridicat; consum mic de energie; producție de gaz (sursă de energie)

4.3.4. Condiționarea nămolului

Aducerea nămolurilor primare, secundare sau stabilizate în categoria nămolurilor ușor filtrabile se realizează, în principal, prin condiționare chimică sau termică. Se pot obține, teoretic, rezultate satisfăcătoare și prin adaos de material inert (zgură, cenușă, rumeguș etc.), dar acest procedeu prezintă dezavantajul de a crește considerabil volumul de nămol ce trebuie prelucrat în continuare.

Condiționarea chimică

Condiționarea nămolului cu reactivi chimici este o metodă de modificare a structurii sale, cu consecință asupra caracteristicilor de filtrare.

Agenții de condiționare chimică a nămolului se pot grupa în trei categorii:

- ▶ minerali: sulfat de aluminiu, clorhidrat de aluminiu, clorură ferică, sulfat feros, oxid de calciu, extracte acide din deșeuri;
- ▶ organici: polimeri sintetici (anioni, cationi sau neionici), produși de policondensare sau polimeri naturali;
- ▶ micști: amestec de polimeri sintetici cu săruri minerale sau amestec de coagulanți minerali.

Reactivii anorganici cei mai des utilizați pentru condiționarea nămolului sunt clorura ferică și varul, fiecare având un câmp de acțiune propriu. Sulfatul feros este mai economic, dar are o acțiune corosivă. Sărurile de aluminiu, în special clorhidratul de aluminiu, sunt eficiente, mai puțin corosive, dar costul este mai ridicat.

Dintre polimerii organici, cei cationici se pot utiliza singuri, iar cei anionici și neionici, în asocieră cu alți coagulanți minerali. În general, dozele de polimeri organici sunt mult mai reduse decât la cei minerali, dar costul este încă ridicat. Alegerea coagulantului și doza optimă se fac pe baza încercărilor experimentale de laborator, întrucât alegerea depinde de proveniența nămolului, compoziția sa chimică, gradul de dispersie, tehnologia de deshidratare ce urmează a se aplica etc.

Pentru fiecare tip de nămol și pentru fiecare coagulant, floculant sau amestec, se stabilește doza optimă pe cale experimentală.

Condiționarea termică

Acest mod de condiționare se realizează la temperaturi de 100-200⁰ C, presiuni de 1-2,5 atm și durate de încălzire până la 60 min, depinzând de tipul și caracteristicile nămolului și de procesul utilizat. Părțile principale ale unei instalații de condiționare termică sunt: reactorul, în care se realizează tratarea nămolului la temperaturi menționate mai sus; schimbătorul de căldură, în care nămolul proaspăt este preîncălzit de nămolul tratat; boilerul pentru prepararea aburului necesar ridicării temperaturii în reactor și decantorul de nămol tratat.

Avantajele principale ale condiționării termice sunt: lipsa mirosurilor neplăcute în timpul condiționării, condiționare fără adaos de substanțe chimice și sterilizarea nămolului.

Alte procedee de condiționare

Condiționarea prin înghețare produce un efect similar cu condiționarea termică. La temperaturi scăzute, structura nămolului se modifică, iar la dezghețare cedează cu ușurință apa.

Condiționarea cu material inert trebuie analizată pentru anumite tipuri de nămol și surse de materiale inerte locale, fie pentru creșterea puterii calorice a nămolului (în cazul incinerării), fie pentru valorificarea nămolului (agricolă, ameliorarea solului, redare în circuitul agricol).

4.3.5. Deshidratarea nămolului

În scopul prelucrării avansate sau eliminării finale, apare necesitatea reducerii conținutului de apă din nămol pentru diminuarea costurilor și volumelor de manipulat.

În cazul stațiilor mici de epurare (debite mici de nămol), deshidratarea se poate realiza prin procedee naturale (platforme pentru uscarea nămolurilor sau iazurilor de nămol) în cazul în care se dispune de spațiu și sunt asigurate condițiile de protecție ale mediului înconjurător (protecția apelor subterane, așezărilor umane, aerului etc).

Metodele mecanice de deshidratare sunt larg aplicate pentru diferite tipuri de nămol (nămol brut, fermentat, de precipitare etc). Pentru a obține o separare eficientă a fazelor se impune condiționarea prealabilă a nămolului.

Deshidratarea naturală pe platforme de uscare a nămolului este larg utilizată, având în vedere simplitatea construcției și costul redus de exploatare.

Platformele de uscare sunt suprafețe de teren îndiguite în care se depozitează nămolul. Dimensiunile platformelor de uscare sunt alese în funcție de metoda adoptată pentru evacuarea nămolului deshidratat. Când evacuarea nămolului se face manual, lățimea patului nu trebuie să depășească 4 m; evacuarea cu mijloace mecanizate permite o lățime de până la 20 m. Lungimea platformelor de uscare este determinată, în principal, de panta terenului și nu trebuie să depășească 50 m. Platformele pot fi așezate pe un strat de bază permeabil sau impermeabil. Stratul de drenaj permeabil se execută din zgură, pietriș sau piatră spartă cu o grosime de 0,2-0,3 m (stratul de susținere), peste care se așează un strat de nisip sau pietriș mai fin, cu o grosime de 0,2 - 0,6 m. În stratul de susținere se îngroapă tuburile de drenaj pentru colectarea apei drenate.

Determinarea duratei de deshidratare a nămolului pe platformele de uscare presupune cunoașterea proprietăților fizico-chimice ale nămolului și regimului climatic al zonei respective. În general, în climat temperat, durata de deshidratare este cuprinsă între 40 și 100 zile, ceea ce înseamnă că, în total, se poate conta pe o grosime de nămol ce se răspândește pe platformă de 1,5 - 2,0 m pe an, respectiv o productivitate de 80 - 100 kg substanță uscată/m² an.

Deshidratarea mecanică pe vacuum-filtre este procedeul tehnic cel mai larg utilizat în prezent pentru drenajul artificial al apei. Forma constructivă a vacuum-filtrelor poate fi diferită (cu disc, taler sau tambur), vacuum-filtrele cu tambur fiind cele mai utilizate pentru deshidratarea nămolurilor provenite din epurarea apelor uzate.

Deshidratarea nămolurilor pe vacuum-filtre prezintă avantajul funcționării continue (spre deosebire de filtrele presă) și a capacității mari de filtrare. Dintre avantajele se pot semnala degradarea relativ rapidă a pânzelor filtrante, umiditatea destul de ridicată a turtii (70-80% și consum de energie mai mare decât al filtrelor presă.

Deshidratarea mecanică pe filtre presă

Caracteristica principală a acestor utilaje este concentrarea unei mari suprafețe de filtrare într-un echipament de dimensiuni reduse.

Filtrele presă pot fi adaptate pentru o gamă largă de suspensii. Există multe variante constructive de filtre presă, deosebirile principale constând în forma și modul de funcționare a elementelor filtrante.

În aceste instalații, nămolul îngroșat sau condiționat este pompat cu pompe speciale în camerele filtrului presă. După umplerea camerelor se face deshidratarea prin creșterea presiunii, în final rămânând în cameră o turtă cu umiditate redusă, chiar sub 40%. Consumul de energie electrică este de circa 3 kWh/m³ nămol.

Durata de deshidratare a nămolurilor pe filtre de presă se calculează pe baza a două componente esențiale și anume tipul de deshidratare propriu-zisă sau timpul de presare și durata de încărcare și descărcare a filtrului sau timpul auxiliar.

Timpul auxiliar poate fi egal cu timpul de presare în cazul filtrelor presă cu încărcare și descărcare manuală sau mai redus. 10-15 min, la instalațiile moderne.

Țesăturile filtrante, la filtrele de presă, pot fi naturale sau artificiale, iar alegerea condițiilor de exploatare ale instalației de trebuie să se facă în funcție de tipul de nămol, timpul de deshidratare propriu-zisă pentru filtrare și condițiile impuse filtratului. Timpul de deshidratare pentru nămolurile rezultate din epurarea apelor uzate variază între 1 și 6 h, depinzând de caracteristicile nămolului, gradul de condiționare, presiunea de lucru, etc.

Principalele avantaje ale filtrelor - presă sunt capacitatea mare de filtrare, consum redus de energie, umiditatea scăzută a turtelor. Dintre dezavantaje se semnalează consum mare de material filtrant, consum ridicat de reactivi pentru condiționare, consum mare de manoperă.



Deshidratarea mecanică prin centrifugare

Utilizarea centrifugelor pentru deshidratarea nămolului rezultat din epurarea apelor uzate și-a lărgit aplicabilitatea în ultimii ani, prin realizarea de utilaje cu performanțe ridicate și eficiența bună de deshidratare, mai ales datorită utilizării polimerilor organici ca agenți de condiționare.

Deshidratarea prin centrifugare poate fi definită ca o decantare accelerată sub influența unui câmp centrifugal, mai mare de două ori decât forța gravitației. Factorii care influențează

sedimentarea centrifugală sunt aceiași ca și la sedimentarea convențională. Deshidratarea centrifugală este influențată și de o serie de parametri ai echipamentului, parametri constructivi ce trebuie aleși în funcție de scopul urmărit.

Tendința actuală se manifestă către utilizarea centrifugelor cu rotor compact și funcționare continuă. Aceste echipamente se pot grupa în trei categorii, cu domenii specifice de aplicare:

- centrifuge cu rotor conic, care produc o bună deshidratare și centrat limpede, dar neadecvate pentru solide fine;
- centrifuge cu rotor cilindric, care produc, în general, un centrat limpede;
- centrifuge cu rotor cilindro-conic, care produc și turte bine deshidratate și centrat limpede.

Pentru realizarea unui grad înalt de recuperare a solidelor din nămol (centrat limpede) se poate acționa prin descreșterea debitului de alimentare, creșterea consistenței nămolului, creșterea temperaturii și creșterea dozei de coagulant. Creșterea gradului de deshidratare a nămolului se poate realiza prin scăderea debitului de alimentare sau creșterea temperaturii, chiar și fără adaos de coagulanți. În general, turte bine uscate dau centrat mai puțin limpede dacă nu se are în vedere o condiționare corespunzătoare a nămolului.

Umiditatea turtelor este variabilă în funcție de proveniența nămolului și gradul de condiționare.

Deshidratarea mecanică pe filtru presă cu bandă

Acesta este un echipament construit și introdus recent pentru deshidratarea nămolului. În general, se obțin performanțe bune, cu nămoluri având o concentrație inițială în solide de circa 4%.

Parametrii de exploatare care influențează performanțele echipamentului sunt debitul de nămol, viteza bandei, presiunea și debitul apei de spălare.

4.3.6. Uscarea

Reducerea avansată a umidității nămolului se poate realiza prin evaporarea forțată a apei, până la o umiditate de 10-15%, în instalații speciale și cu aport de energie exterioară.

Principalele tipuri de instalații utilizate pentru uscarea termică a nămolului sunt: uscătoare cu vetre etajate, uscătoare rotative și uscătoare prin atomizare. Pentru calculul necesarului de căldură ce trebuie furnizată sistemului trebuie să se țină seama, în principal, de necesarul pentru evaporarea apei din nămol, preîncălzirea materialului, dezodorizarea gazelor rezultate etc. Întrucât randamentul termic al instalațiilor nu depășește, de regulă, 50%, s-a calculat că pentru uscarea unui nămol cu umiditate de circa 80%, până la umiditate de circa 10%, sunt necesare circa 4500 kcal/kg substanță uscată. Pentru reducerea necesarului de căldură se recomandă deshidratarea prealabilă a nămolului, preîncălzirea aerului admis în sistem și recuperarea căldurii reziduale. Deși procedeul este costisitor și puțin aplicat, are totuși o serie de avantaje legate, mai ales, de valorificarea agricolă a nămolului: produce nămol steril, reduce considerabil volumul de materialului datorită îndepărtării apei, necesită suprafețe de depozitare mici, este practic neinfluențat de prezența substanțelor toxice sau inhibitoare.

4.3.7. Compostarea

Compostarea este un proces care se petrece spontan în natură, precum degradarea frunzelor sau a litierii din pădure și/sau a bălegarului vechi de bovine. Dar, durata și modalitățile de compostare naturală sunt lungi și heterogene și, oricum nedorite pentru utilizarea industrială. Compostarea este calea care permite obținerea unui produs stabil plecând de la o transformare biologică oxidativă similară a ceea ce se petrece în mod natural în sol (de Bertoldi și col., 1983). În cazul nămolurilor de epurare, procesul de compostare constă în a amesteca aceste materiale reziduale cu un agent de volum (ex.: talași de lemn, rumeguș, scoarță de copaci tocată, paie de cereale etc.) înainte ca aceste materiale să fie capabile să înceapă descompunerea aerobă de-a lungul câtorva săptămâni (Selivanovskaya și, 2001).

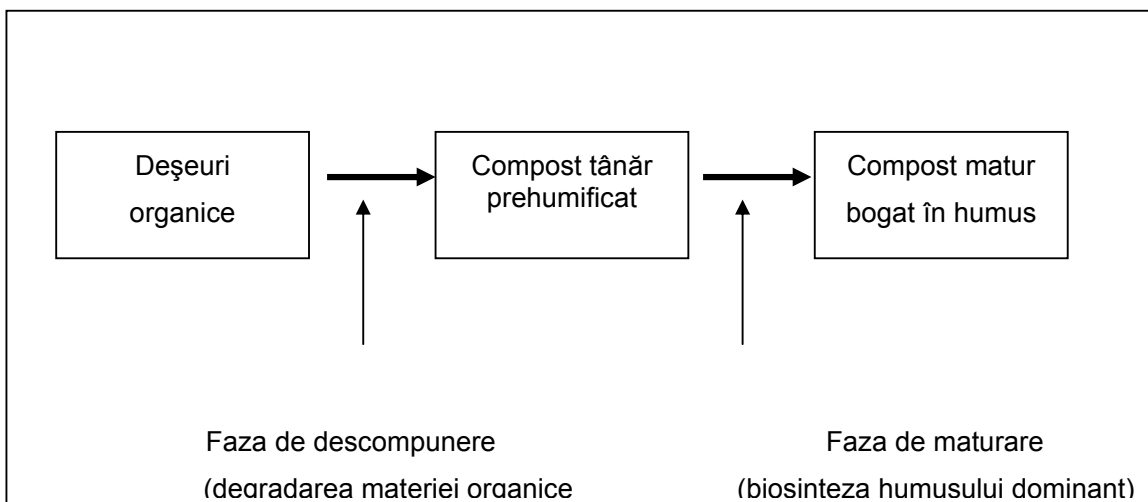
Compostarea aerobă este o biotehnologie alternativă, adecvată manipulării nămolului de epurare. Această biotehnologie este simplă, economică și permite exploatarea conținutului în materie organică și

în nutrienți al nămolului de epurare ca fertilizant sau amendament pentru sol (Garrido Hoyos și col., 2002).

Compostarea este procesul de conversie biologică a materialului organic solid într-un produs utilizabil ca fertilizant, substrat pentru producția de ciuperci sau biogaz (Peters și col., 2000). Compostul poate fi considerat un produs organic igienic, liber de caracteristici nedorite, cu o largă aplicabilitate în agricultură și în horticultură, precum și o ușurare în ceea ce privește numeroase probleme legate de mediul înconjurător (Lazzari și col., 1999 ; Hoyos și col., 2002 ; Valdrighi și col., 1996).

Compostarea este suma unei serii de procese metabolice și de transformări complexe care este provocată de activitatea unui amestec de populații de micro-organisme (Hassouneh și col., 1999). Deci, este destul de complicat a se compara rezultatele diferitelor procese de compostare. În plus, cel mai vechi proces de compostare, care s-a bazat mai degrabă pe experimentare decât pe cunoaștere, a făcut din compostare mai mult o artă decât o știință (Hassouneh și col., 1999). Compostarea poate fi definită ca un procedeu biologic controlat de conversie și de valorificare a materialelor organice reziduale (subproduse ale biomasei, deșeurii organice de origine biologică) într-un produs stabilizat, igienic, asemănător pământului, bogat în compuși humici.

Compostarea este, de asemenea, o ecotehnologie pentru că ea permite întoarcerea materiei organice în sol și deci reinsertia în marile cicluri ecologice vitale ale planetei noastre (Mustin, 1987).



A compoasta înseamnă a recicla materie organică și a reînnoa ciclurile naturale care au fost întrerupte prin abandonarea practicilor corespunzătoare. Astfel, compostarea:

- ▶ este o tehnică de stabilizare și de tratare aerobă a deșeurilor organice biodegradabile;
- ▶ se adresează tuturor deșeurilor organice dar în special deșeurilor solide și semi-solide;
- ▶ este un mod de a distruge, prin intermediul căldurii și al diferiților factori interni, germenii și paraziți (vectori ai bolilor), semințele nedorite;
- ▶ este o tehnică biologică de reciclare a materiei organice care, de-a lungul evoluției sale, conduce la obținerea humusului, factor de stabilitate și de fertilitate pentru soluri;
- ▶ este rezultatul unei activități microbiologice complexe, survenind în condiții specifice.

Compostarea este o biotehnologie pentru că ea răspunde definiției conform căreia: reprezintă "*exploatarea industrială a potențialelor microorganismelor, celulelor vegetale și animale și fracțiunilor care derivă din acestea*".

În ceea ce privește **compostul**, constituenții care intervin în procesul de degradare biologică și de conversie în timpul compostării este comunitatea de micro-organisme rezistente. Astfel, optimizarea calității compostului este direct legată de compoziția și succesiunea comunității microbiene în timpul procesului de compostare. De aceea, este nevoie de instrumente pentru a supraveghea și caracteriza

comunitățile microbiene în timpul procesului de compostare și pentru a face legătura între comunitățile microbiene și calitatea compostului. Astfel, recent au fost folosite metode de cultură pentru a caracteriza succesiunea comunității microbiene în timpul compostării (Peters et al., 2000). Deoarece bacteriile și ciupercile sunt principalele organisme responsabile de descompunere, au fost făcute numeroase eforturi pentru a înțelege schimbările care se produc în biomasa microbiană, în structura comunității microbiene și în procesul de compostare (Klamer și Băăth, 1998).

4.3.7.1. Condiții fizico-chimice ale substraturilor

Substraturile (materiale organice reziduale) de compostare au ca însușire comună extremă lor diversitate și natura lor, predominant organică.

În sens comun, natura substratului organic este legată de forma sa primară de deșeu: deșeuri vegetale (iarba tăiată din spațiile verzi, buruienile plivite, frunzișul strâns din grădini, coardele de viță de vie, paiele, fructele afectate de boli și dăunători, scoarța de copac ...); deșeuri animale: bălegar, nămoluri de la stațiile de epurare a apelor uzate ale complexelor de creștere a animalelor; deșeurile menajere urbane, nămolurile de la stațiile de epurare a apelor uzate urbane. Pentru compostare este important de subliniat că substratul inițial este unica sursă de hrană pentru microorganismele care descompun și care vor realiza transformarea propriu-zisă. Pentru a-și îndeplini funcțiile vitale (creștere, reglare, reproducție) aceste microorganisme au nevoi minime în ceea ce privește toate elemente care compun în medie celulele lor și elementele care permit aceste funcții.

Calitățile și cantitățile acestor elemente nutritive (denumite și nutrienți) variază în funcție de specie, de diferitele stadii de creștere și de condițiile de mediu. În aceste sisteme complexe se instalează rapid echilibre dinamice și se adaptează în raport cu factorii limitativi (cantitatea de elemente, disponibilitatea imediată a nutrienților, raportul între nutrienți, viteza reacțiilor ...) cu reglările corespunzătoare. Ca și într-un șir de mașini, vehiculul cel mai încet impune viteza ansamblului.

Echilibrul este deosebit de important în ceea ce privește ELEMENTELE MAJORE (macroelementele): Carbon, Azot, Fosfor, Potasiu, Sulf...

Elementele minore (oligoelementele) sunt în general în cantități suficiente în substraturi, uneori chiar în exces (poluarea putând antrena fenomene de toxicitate).

În ceea ce privește compostarea, factorii majori, care sunt reținuți ca indicatori sunt:

- ▶ rapoartele între elementele majore (C, N, P, K și S);
- ▶ pH-ul;
- ▶ conținutul în materie uscată și materie organică.

4.3.7.2. Rapoartele între elementele majore

Raportul C/N

Carbonul este principalul constituent al moleculelor organice ("scheletul carbonat al moleculelor"). În timpul fazelor fermentării aerobe active microorganismele consumă de 15 până la 30 ori mai mult carbon (este sursa lor de energie) decât azot din substrat.

Prin urmare, un raport C/N de 30 ar părea favorabil. Totuși acest raport se exprimă față de conținuturile globale în elemente; va trebui deci întotdeauna să știm că raportul C/N nu înseamnă raportul între Carbonul total și Azotul total, ci datorită metodelor analitice folosite pentru dozarea Carbonului și Azotului:

$C/N = \text{Carbon (dozat prin metoda X)}/\text{Azot (dozat prin metoda Y)}$

În majoritatea țărilor metodele cele mai folosite sunt:

- a. Metoda ANNE pentru dozarea Carbonului organic;
- b. Metoda KJELDAHL pentru Azot.

Raportul C/N și conținutul în azot al diferitelor substraturi organice

(după Mustin, 1987)

Materialul	Raportul C/N (Extreme)	Conținutul în N (% din S.U.1)
Îngrășăminte verzi și gazon	10 - 20	3 - 6 (în funcție de conținutul în leguminoase)
Resturi vegetale fără leguminoase	10 - 15	2,5 - 4
Paie de cereale	80 - 150	0,15 - 0,5
Frunze căzute	20 - 60	-
Bălegar de bovine cu paie	20 - 30	0,3 - 1
Bălegar de oi	15 - 20	0,5 - 2
Bălegar de cal cu paie	20 - 30	0,5 - 1
Bălegar de păsări	10 - 15	1 - 6
Talași de lemn	150 - 500 (în funcție de specie)	0,1
Pudră de sânge	3	10 - 14
Materii fecale umane	5 - 10	5 - 7
Urină	0,8	15 - 18
Turbă	50 - 150	0,4

În cursul evoluției lor, substraturile organice pierd mai rapid carbonul (metabolizat și degajat sub formă de gaz carbonic) decât azotul (metabolizat sau pierdut sub formă de compuși azotați volatili, precum amoniacul NH_3 ...). Raportul C/N descrește deci constant pe parcursul compostării pentru a se stabili la 10 (între 15 și 8) într-un compost terminat.

În practică se caută să se plaseze în condiții optime amestecând materiale de origine diversă cu rapoarte C/N care se echilibrează (Mustin, 1987).

Între compușii carbonați s-au delimitat două grupe:

- ▶ Biodegradabili: zaharuri + hemiceluloze
- ▶ Greu degradabili: celuloze și lignine.

Rapoartele de 100 % nu pot fi atinse întrucât materia organică conține la fel de bine lipide și protide. Cu cât raportul Celuloză + Lignină/Materie Organică este mai mare, cu atât substratul va fi mai greu de compostat.

Conținutul optim în azot, în funcție de biodegradabilitatea substratului, trebuie să fie:

Constituent	Deșuri alimentare	Paie	Frunze	Talași de rășinoase	Frunze de foioase	Scoarță de rășinoase
Nevoia în azot (% din S.U.)	2 - 3	1,7	1,3 - 1,5	1	1	0,7
Carbon în material (% din S.U.)	40 - 45	45	53	50	50	50
Raportul C/N	15 - 20	26	35 - 41	50	50	71

Sursa: Mustin, 1987

4.3.7.3. Compostarea nămolului de epurare și importanța agenților de volum

Numeroase materiale pot fi folosite ca substrat în procesul de compostare a nămolurilor de epurare. În funcție de disponibilitatea acestor materiale utilizate ca agenți de volum ca și de tipul nămolului de epurare, de-a lungul timpului au fost folosite diferite metode de compostare. Compostul poate fi produs plecând de la nămol de epurare presat și deșuri verzi și lemnoase (Lazzari și col., 1999) sau de la un amestec de rumeguș de lemn (17 %), nămol de epurare (21

%) și deșeuri municipale (62 %) (Aggelides și Londra, 1999). Rumeșul și talașii de lemn oferă condiții ideale ca agenți de volum (Laos și., 2002). Rumeșul de lemn previne formarea masivelor de material ceea ce permite ameliorarea porozității și a circulației aerului în grămada de compost. De asemenea, rumeșul contribuie cu numeroși macro- și micro- nutrienți la mixtura de compost. Aspectele negative ale aportului de rumeș sunt legate de o conductivitate electrică ridicată (CE), de prezența dioxinei și de raportul C : N. Toate acestea necesită urmărirea atentă în timpul procesului de compostare și luarea măsurilor corespunzătoare (Hackett și col., 1999).

Co-compostarea nămolurilor de epurare deshidratate stabilizate anaerob, reziduuri solide, cu fracțiunea organică a deșeurilor municipale solide face să crească conținutul în substanțe humice în produsul final. Nămolurile de epurare deshidratate, stabilizate anaerob, reziduuri solide, sunt suplă și se pretează la tratarea prin compostare datorită raportului mic C/N. Conținutul în materie organică al nămolului de epurare este mic (45,10 % și 24,10 %, respectiv), față de fracțiunea organică a deșeurilor municipale solide. Din această cauză, este necesară co-compostarea fracțiunii organice a deșeurilor municipale solide care au conținuturi mari în materie organică, substanțe humice, raport C/N, lignină și celuloză față de nămolurile de epurare (Zorpas și col., 2000).

Alte materiale, precum *zeoliții naturali* (clinoptilolit) sunt folosite ca agenți de volum deoarece sunt capabile să crească porozitatea substratului și să amelioreze procesul de compostare și biodegradarea materiei organice. Compostarea poate concentra (Cr, Mn, Ni, Pb, Zn) sau dilua (Cu, Fe), metale grele prezente în nămolul de epurare. Zeolitul natural are capacitatea de a schimba sodiul și potasiul. Crescând conținutul în zeolit, concentrația tuturor metalelor grele din compost scade și concentrația în sodiu și în potasiu crește (Zorpas și col., 2000).

Materiile vegetale reziduale bogate în substanțe celulozice (paie, frunze uscate, vreji și alte resturi vegetale), folosite ca agenți de volum pentru compostarea nămolului de epurare, sunt foarte ușor descompuse și mineralizate de microorganismele din sol, iar solul rămâne sărac în carbon organic. Cercetările recente sugerează folosirea unor agenți de volum bogați în lignină, precum rumeșul de lemn sau chiar talașii și tocătura de lemn provenid de la tăierea arborilor. Aceasta pentru a permite sechestrarea carbonului în sol pentru a-l transforma în suport nutritiv pentru microorganismele și suport organic pentru diferiți compuși care se pot combina cu materia organică, iar în felul acesta diminuându-se riscurile de levigare. Cercetări efectuate în țara noastră au pus în evidență valoarea rumeșului ca agent de volum pentru compostarea nămolului de epurare, care capătă o multă mai bună omogenitate și capacitate de aerare pe durata compostării. Pe de altă parte, compostul din nămol de epurare și rumeș ameliorează proprietățile fizico-chimice ale solului (Văjială și col., 2002, 2003, 2004).

4.3.7.4. Metode de compostare

Transformarea în compost poate avea loc în reactoare închise sau în aer liber, « windrow » (*termen consacrat în literatura de specialitate internațională, din engleză*), care înseamnă grămadă. Dacă procesul de compostare este condus corect nu există diferențe în ceea ce privește timpul de maturare. Sistemul închis are avantajul de a oferi o mare posibilitate de control în raport cu sistemul deschis (de Bertoldi și col., 1983).

Metodele cele mai des folosite în procesul de compostare sunt: compostarea în grămadă neîntoarsă (static windrow), grămadă aerată prin întoarcerea manuală sau mecanică a compostului sau grămadă cu aerare forțată (Hackett și col., 1999 ; Hoyos și col., 2002 ; Hassen și col. 2001 ; Bernal și col., 1998; Laos și col., 2002; Tiquia și col., 1997, 1998, 2000).

Frecvența întoarcerii pare să afecteze un număr important de parametri ai compostării: temperatură, pH, NH_4^+ , N, acizii humici și conținutul în ATP (adenozin trifosfat). De asemenea, frecvența întoarcerii poate influența eliminarea fitotoxicității. Astfel, întoarcerea la fiecare 2 sau 4 zile este frecvența cea mai dorită (Tiquia și col., 1997).

Mirosurile produse în timpul procesului de compostare în care se utilizează reactoare deschise implică limite serioase în ceea ce privește acest sistem (Laos și col., 2002).

4.3.7.5. Parametrii compostării

Temperatura în interiorul masei materialului de compostat determină nivelul la care se petrec numeroase procese biologice și joacă un rol selectiv asupra evoluției și succesiunii comunităților microbiene (Mustin, 1987).

În condiții de aerobioză, temperatura este factorul care determină tipul de micro-organisme, în special diversitatea și nivelul activității metabolice (Hassen et al., 2001). Dacă grămada de compost nu a atins o temperatură suficient de înaltă este posibil, nu numai ca inactivarea microorganismelor să nu aibă loc, dar ca bacteriile patogene chiar să se înmulțească (Turner, 2001).

În funcție de tipul de substrat organic supus compostării, temperaturile pot urma diferite curbe de evoluție, cu pierderi mai mari sau mai mici de căldură (figura 4.1.).

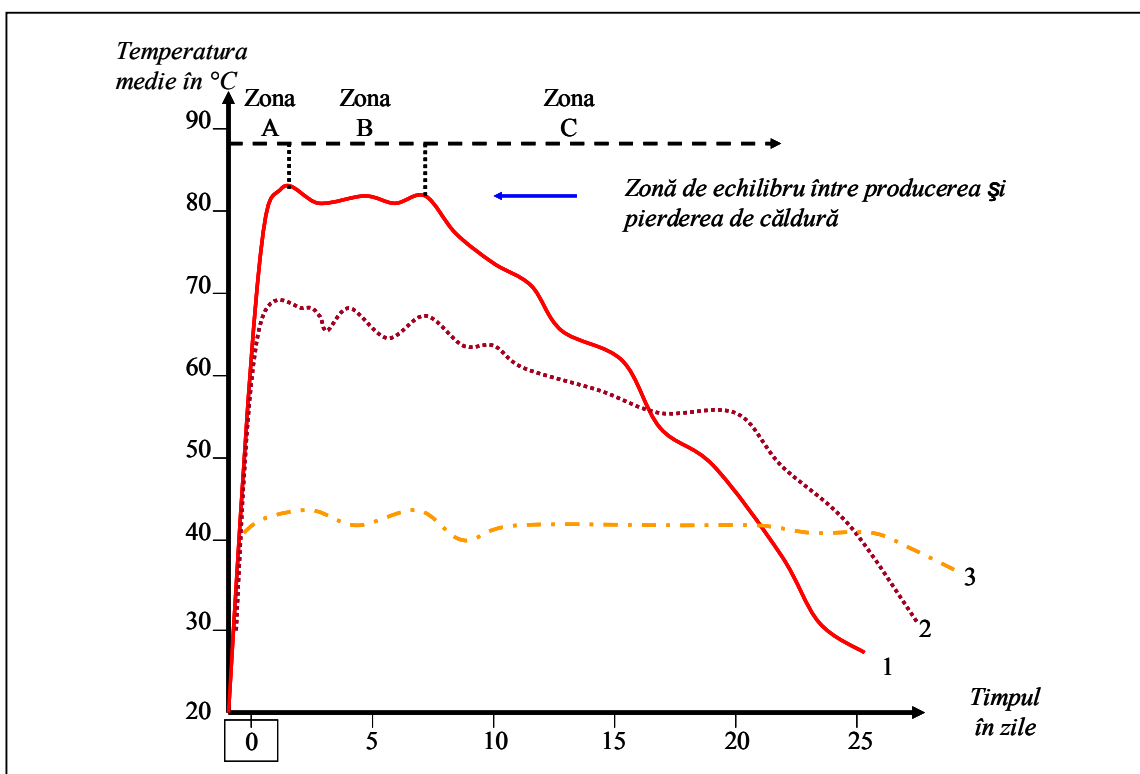


Figura 4.1. Curbele de principiu ale evoluției temperaturii diferitelor substraturi organice pe durata compostării în grămadă (vrac)

Zona A: Producerea de căldură este activă și superioară pierderilor

Curba 1: substrat foarte fermentescibil

Zona B: Zonă de echilibru: platou termic

Curba 2: substrat cu fermentescibilitate medie

Zona C: Pierderile devin preponderante, iar temperatura diminuează

Curba 3: substrat puțin fermentescibil

faze :

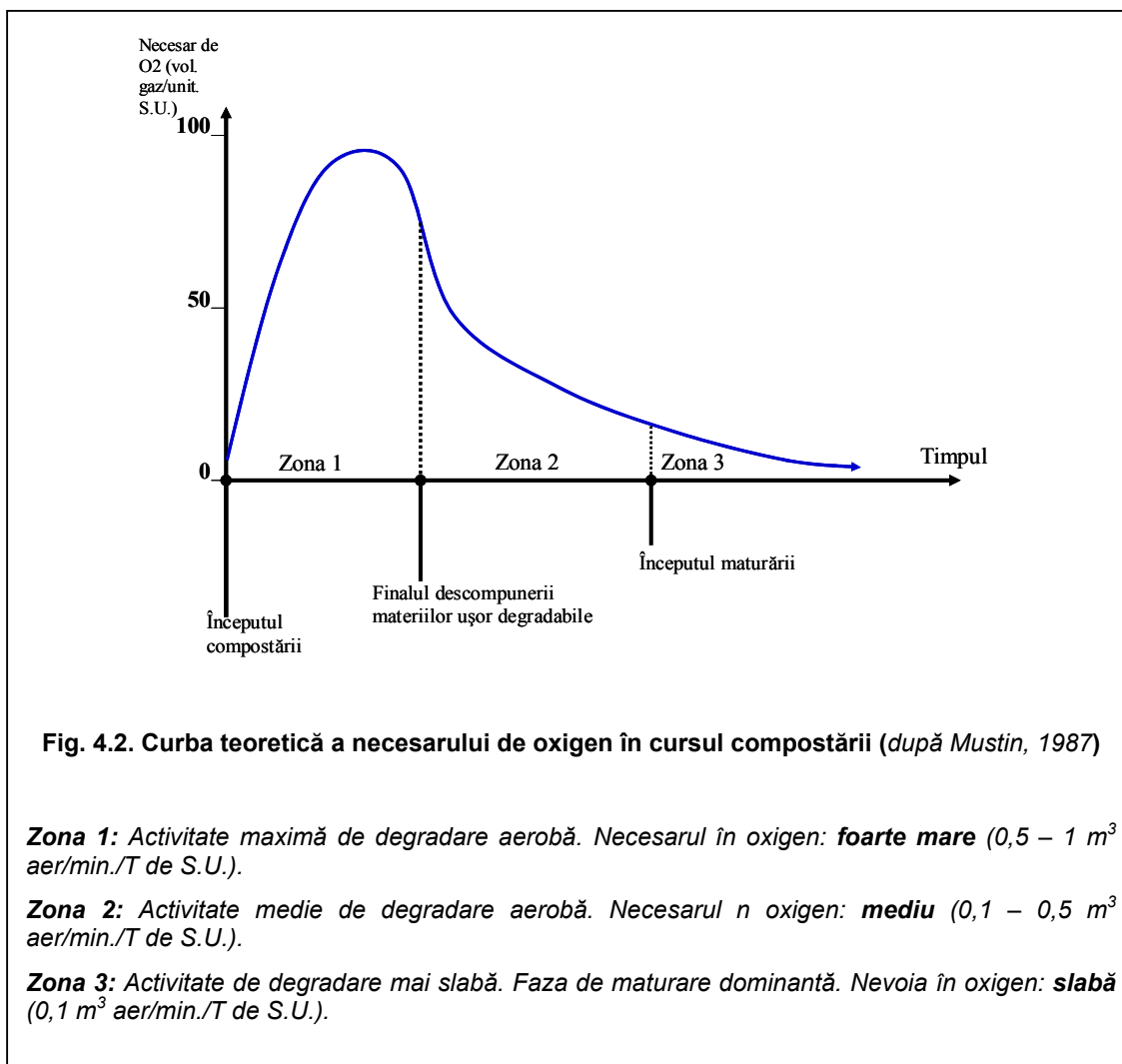
- ▶ Faza *mezofilă* în timpul primelor 25 de zile ale ciclului de compostare, în timpul căreia micro-organismele *psichrofile* și *mezofile* tind să se dezvolte. Temperatura crește până la 40-50 °C ca o consecință a biodegradării constituenților organici.
- ▶ Faza *termofilă*. Aceasta se petrece între a 30-a și a 110-a zi ale procesului de compostare. Temperatura depășește limitele de toleranță ale micro-organismelor mezofile și permite dezvoltarea microorganismelor termogene. Controlul temperaturii și menținerea ei la 65 °C în interiorul grămezii de compost este asigurat prin ventilare și stropire cu apă.
- ▶ Faza de *răcire*. Temperatura începe să scadă după a 12-a săptămână. Această scădere se petrece odată cu debutul diminuării materiei organice. În timpul acestei faze raportul C/N tinde să se stabilizeze. Spre sfârșitul celor 4 luni de compostare, Temperatura medie din interiorul grămezii înregistrează o reală scădere cu valori de circa 30 °C. temperatura rămâne scăzută chiar dacă se continuă întoarcerea, respectiv aerarea și stropirea grămezii de compost (Hassen și col., 2001).

pH-ul este un parametru care afectează foarte mult procesul de compostare. Valorile optime ale pH sunt de circa 6-7,5 pentru dezvoltarea bacteriilor, în timp ce ciupercile preferă circa 5,5-8,0. Valorile pH sunt scăzute la început, datorită formării acizilor, apoi ele cresc, iar în faza finală a procesului de compostare rămâne constant (Zorpas și col., 2000).

În timpul primei faze valorile pH pot fi apropiate de neutru datorită producerii de CO₂ și de acizi organici de către bacterii și ciuperci; în timpul celei de-a doua faze, scăderea producției și eliminarea CO₂, precum și descompunerea proteinelor (cu producerea de amoniac) conduc la creșterea valorilor pH (Lazzari și col., 1999).

Aerarea. Aportul de oxigen pe durata procesului de compostare este esențial pentru o activitate eficientă a microorganismelor aerobe care participă la acest proces (*figura 4.2.*). Compostarea este un proces biologic de oxidare, iar disponibilitatea oxigenului pe durata procesului este foarte importantă. Oxigenul este folosit de către microorganisme ca electron acceptor terminal pentru respirația aerobică și pentru oxidarea diferitelor sorturi de substanțe organice din masa de compost (de Bertoldi, 1983).

Așadar, aerarea masei de compost constă în a suplimenta conținutul de O₂ care nu trebuie să scadă sub 18 %. Pentru a se menține această valoare în mod constant este necesară o aerare periodică prin intermediul întoarcerii grămezii de compost (de Bertoldi, 1982) sau remanierii. Cercetările au demonstrat că o bună oxigenare, precum și un bun control al temperaturii și umidității grămezii compostate conduc la realizarea într-un timp scurt, a unui compost de calitate.



4.3.7.6. Microbiologia compostării

Microorganismele care intervin în procesul de compostare sunt:

- ▶ Bacterii
- ▶ Ciuperci
- ▶ Actinomicete
- ▶ Alge
- ▶ Protozoare
- ▶ Cianofite (alge bleu+verzi)

În ceea ce privește bacteriile, acestea sunt întotdeauna prezente în compost; sunt dominante din punct de vedere cantitativ și calitativ; au o creștere foarte mare în condiții de C/N scăzut și umiditate ridicată; au un spectru larg de activitate în condiții variate de pH, mai ales pe substraturi proaspete; numărul de specii poate fi cuprins între 800 și 1000, cel puțin.

Ciupercile sunt dominante dacă C/N este ridicat și participă la degradarea celulozei și a ligninei; cantitatea de biomasă reprezentată de aceste microorganisme este superioară celei a bacteriilor; sunt rezistente la umiditate scăzută și manifestă toleranță la pH variabil (2+9); numărul lor cuprinde câteva zeci de mii de specii.

Actinomicetele atacă substanțele nedegradate de bacterii și ciuperci (ex. chitine); fiind neutrofile, ele tolerează o reacție ușor bazică și sunt puțin competitive vis-à-vis de alte grupe. Ele se

dezvoltă în condiții dificile, precum faza finală a maturării. Din totalul de biomasă pe care îl alcătuiesc, 90% este reprezentat de specii din genurile *Streptomyces* și *Nocardia*. Densitatea lor este de 3 - 15 ori mai scăzută decât cea a bacteriilor. Actinomicetele determină mirosuri aromatice (pământ proaspăt arat). Sunt reprezentate de câteva zeci de specii.

În continuare se prezintă câteva genuri de microorganisme care participă la procesul de compostare:

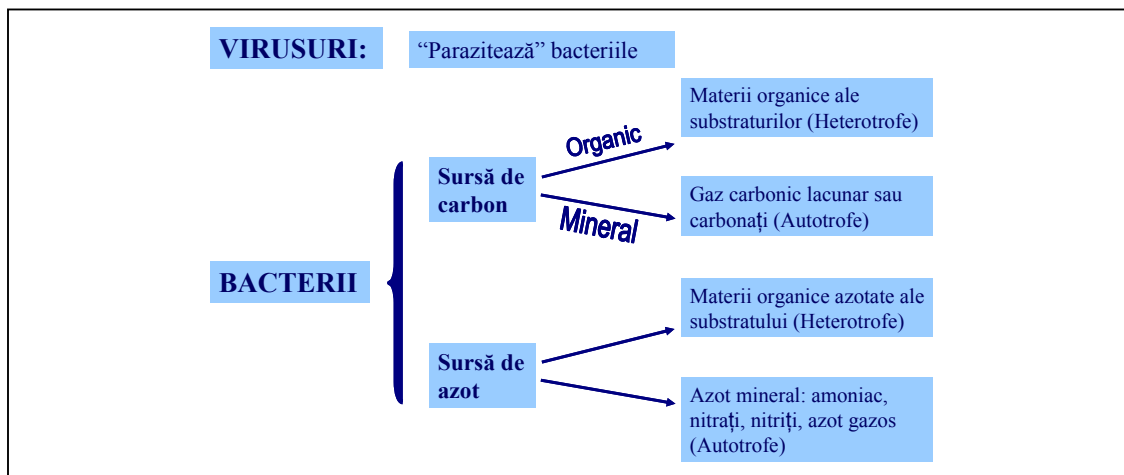
BACTERII:	FAMILII:	GENURI:
Pseudomonales		<i>Pseudomonas</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrobacter</i> , <i>Thiobacillus</i> , <i>Vibrio</i> , <i>Acetobacter</i> ...;
Hypomicrobiales		<i>Hypomicrobium</i> ;
Eubacteriales (adevărate bacterii)	Azotobacteriaceae	<i>Azotobacter</i> , <i>Beijerinckia</i> (fixatoare libere ale azotului atmosferic);
Toate organotrofele	Rhizobacteriaceae	<i>Rhizobium</i> (simbiotice pe rădăcinile mai multor familii de plante; fixatoare de azot);
	Achromobacteriaceae	<i>Achromobacter</i> , <i>Flavonobacterium</i> ;
	Enterobacteriaceae	<i>Escherichia</i> , <i>Proteus</i> , <i>Aerobacter</i> , <i>Serratia</i> ;
	Lactobacillaceae	<i>Streptococcus</i> , <i>Lactobacillus</i> , <i>Staphylococcus</i> ;
	Corynebacteriaceae	<i>Corynebacterium</i> , <i>Arthrobacter</i> ;
	Bacillaceae	<i>Bacillus</i> , <i>Clostridium</i> ;
	Micobacteriaceae	<i>Mycobacterium</i> ;
	Actinomycetaceae	<i>Nocardia</i> , <i>Pseudonocardia</i> ;
	Streptomycetaceae	<i>Streptomyces</i> , <i>Micromonospora</i> , <i>Thermonospora</i> , <i>Thermopolyspora</i> , <i>Thermoactinomyces</i> ...
ACTYNOMICETE:		
CIUPERCI:		
SYPHOMYCETES		
Mixomicete din ordinele: Myxomycetales și Acrasiales		<i>Myxococcus</i>
Ordine vecine: Chytridiales, Blastocladales, Monoblepharidales		Diferite genuri în materiile organice în descompunere.
Oomicete: Peronosporales		Parazite ale celulelor sau reziduurilor din apă sau soluri adesea umede.
EUMYCETES =		
SEPTOMYCETES		
Zigomicete: Mucorales		<i>Albugo</i> , <i>Pythium</i> , <i>Plasmopara</i> , <i>Phytophthora</i> .
Entomophthorales		Numeroase mucegaiuri prezente în toate substraturile vegetale înainte de compostare: descompun materia organică (amidon și celuloză: <i>Mucor</i> , <i>Rhizopus</i> ...)
Ascomicete: (circa 30 000 specii)		Parazite ale insectelor și plantelor.
Protoascomicete (drojdii)		
Euascomicete (mucegaiuri)		<i>Lipomyces</i> , <i>Candida</i> , <i>Torula</i> , <i>Thodotorula</i> , <i>Cryptococcus</i> , <i>Torulopsis</i> .. <i>Penicillium</i> , <i>Aspergillus</i> , <i>Chaetonium</i> , <i>Sclerotinia</i> , <i>Bothritis</i> , <i>Fusarium</i> , <i>Trichoderma</i> , <i>Oidium</i> ... (humificatoare și mineralizatoare, antibiotice ...)
Bazidiomicete (Ciuperci)		<i>Coprinus</i> pe composturi.

După funcțiile lor biochimice microorganismelor din composturi se pot clasifica astfel:

Grupa	Nivelul de acțiune	Realizează transformarea
B, Act, C B, Act, C B, Act, C Act, C C, Act, Act, C	Ciclul carbonului Amilolitice Pectinolitice Hemicelulolitice Celulolitice aerobe și anaerobe Lignolitice Chitinolitice	Amidonului Pectinelor Hemicelulozelor Celulozelor în aerobioză și în anaerobioză Ligninelor Chitinelor
B	Ciclul azotului Fixatoare de azot libere aerobe și anaerobe	Azot gazos în compuși celulari azotați
B B B B	Proteolitice Amonificatoare Nitrificatoare Denitrificatoare	Proteine, polipeptide în aminoacizi Aminoacizi, uree, acizi nucleici în amoniac Amoniac în nitriți și apoi în nitrați Nitrați și nitriți în azot gazos
B	Ciclul sulfului Mineralizatoare ale sulfului	Moleculare organice sulfurate în sulfati

Act: actinomicete; B: bacterii; C: ciuperci.

Relații nutriționale dintre grupurile de microorganisme și mediu în composturile în evoluție sunt prezentate în schema de mai jos.



4.3.7.7. Patogeni și paraziți în nămolurile de epurare

Teste empirice, bazate pe reducerea mirosurilor, culoarea neagră a amestecului și temperatura constantă apropiată de cea a mediului înconjurător, sunt asociate stării de maturare a compostului dar, ele nu sunt suficient de precise (Laos și col., 2002). Efectele cele mai dăunătoare determinate de aplicarea unui compost imatur pot fi evitate prin urmărirea procesului de compostare până în momentul stabilizării materiei organice (Tiquia și Tam, 1998 ; Tiquia și col., 1997).

Omogenitatea amestecului este esențială pentru o bună compostare și o desinfecție adecvată. Astfel, grămada de material va fi supusă temperaturilor ridicate pentru a se putea distruge patogenii. În plus materialul poate să rămână în anaerobioză și să producă mirosuri. Umiditatea, temperatura și aerarea afectează procesul de compostare; controlul acestora este esențial pentru dezinfectare și distrugerea patogenilor. Compostarea curată trebuie să determine eliminarea acestor organisme (Epstein și col., 1989).

Conținutul în **Coliformi fecali** se poate reduce la minimum după 100 de zile de compostare. Pentru bio-solidele active (nămol de epurare nestabilizat), metoda de compostare fără aerare pare să nu fie eficientă (Laos și col., 2002). Raportul CSA/NT (carbon solubil în apă/azot total) pare să fie mult mai util pentru a estima maturitatea compostului și ar putea să înlocuiască raportul tradițional COT/NT (carbon organic total/azot total), recomandat curent (Laos și col., 2002).

La începutul ciclului de compostare aerobă, numărul bacteriilor mezofile poate fi între $8,5 \times 10^8$ și $5,8 \times 10^9$ bacterii/g S.U. (materie uscată). După a 6-a săptămână acest număr scade foarte clar și atinge $1,8 \times 10^7$ bacterii/g S.U. În a 9-a săptămână (*estimarea numărului de micro-organisme este făcută după metoda Numărului cel Mai Probabil - NPP*) (Hassen și col., 2001).

Numărul de actinomicete rămâne stabil până în a 3-a săptămână a compostării ($4,5 \times 10^6$ celule/g S.U.) și scade considerabil în timpul fazei *termofile* ($6,3 \times 10^3$ celule/g S.U.). Această scădere devine mai pronunțată la sfârșitul fazei *termofile* ($2,6 \times 10^3$ celule/g S.U.) (Hassen și col., 2001). Numărul mediu de **Coliformi fecali** poate fi de $2,5 \times 10^7$ bacterii/g S.U. La începutul procesului de compostare și poate scade considerabil, la $7,9 \times 10^7$ bacterii/g S.U. în timpul fazei *termofile*. Această scădere este probabil rezultatul temperaturilor ridicate (60 – 65 °C) și al condițiilor nefavorabile din timpul fazei *termofile*. În orice caz, o nouă fază de reîncepere a creșterii micro-organismelor poate apare în a 9-a săptămână (Hassen și col., 2001).

Numărul de **Escherichia coli** are o evoluție asemănătoare ca și cel de **Coliformi fecali**. Faza de igienizare este marcată de o scădere importantă a numărului de *E. coli* (2×10^7 la $3,1 \times 10^3$ bacterii/g S.U.). Sfârșitul ciclului de compostare poate fi marcat printr-o ușoară creștere a *E. coli* (2×10^4 bacterii/g S.U.) (Hassen și col., 2001). *E. coli* vor fi inactivate în bălegarul de bovine, în nămolul de porc și în paiele de cereale (componente ale grămezii de bălegar de bovine) dacă acestea vor fi menținute mai mult de 2 ore la 55 °C (Turner, 2002).

Temperatura în aria de eșantionare (luare a probelor) din grămadă atinge 35 °C și aceasta coincide cu cel mai mare număr de bacterii și **Coliformi fecali** totali. Aceasta arată că procesul de compostare nu va inactiva Coliformii și patogeni, precum *E. coli* O157 și **Salmonella** sp. la temperaturi mezofile (Turner, 2002).

Streptococii fecali sunt mai rezistenți la diferiți factori de mediu decât **Coliformii fecali**. După Hassen și col., 2001 numărul de **Streptococi fecali** a arătat o scădere distinctă de 10^7 la $1,5 \times 10^3$ bacterii/g S.U. în timpul fazei termofile. Spre sfârșitul ciclului de compostare poate apare o ușoară creștere a Streptococilor care atinge $3,9 \times 10^4$ bacterii/g S.U. Speciile de **Salmonella** dispar spre cea de-a 25-a zi, repede după ce temperatura atinge 55 °C și ele nu vor mai fi găsite mai târziu în compost. Două specii au fost găsite în deșeurile menajere (*S. enteritidis* și *S. hadar*) și 5 specii (*S. braenedrup*, *S. corvallis*, *S. menchen*, *S. newport*, *S. virchow*) au fost detectate în a 3-a săptămână a ciclului de compostare (Hassen și col., 2001).

Distrușterea termică a bacteriilor patogene (ex. : *E. coli* O157) poate fi dependentă de alți factori decât temperatura, spre exemplu conținutul în umiditate, concentrația în amoniu liber, durata tratamentului termic și prezența altor microorganisme care pot ameliora sau inhiba inactivarea patogenilor (Turner, 2002).

Pentru ca nămolul de epurare să fie considerat igienic, valoarea pragului pentru ouăle de nematozi paraziți trebuie să fie $< 3/10g$ S.U. ouă de nematozi viabili. De aceea, în cazul a 4 tratamente, digestia aerobă termophilă, compostarea, tratarea termică și stocarea nămolului de epurare tratat cu 62 % var, nu s-au detectat ouă viabile de nematozi. Digestia aerobă mezofilă, stabilizarea mezofilă, tratarea cu 26 % sau 25 % var și stocarea nămolului de epurare deshidratat nu conduc la producerea unui nămol de epurare igienizat (Gantzer și col., 2001).

Adăugarea varului determină o remarcabilă inhibare creșterii bacteriilor mezofile în timpul fazei termophile și în faza de răcire. Acest efect de inhibare este mai puțin evident în faza de maturare (Wong și col., 2000).

În compostul din nămol urban ouăle de helminți au fost detectate în toate eșantioanele analizate cu o concentrație medie de 40,8 ouă/100 g S.U. În cadrul familiei Cestoda, subamilia

Hymenolepididae deține 5,9 % și Taenidae 0,9 %. În ceea ce privește Nematoda, 69,3 % din ouă aparțineau familiei Ascarididae (Toxocara, 43 %, Ascaris, 25 %, Ascaridia, 1,3 %), 22 % Trichuridae (Trichuris, 7,3 %, Capillaria, 14,7 %) și o mică proporție (0,46 %) Oxyuridae și Enterobius (Gaspard și col., 1997).

4.3.8. Metode de tratare a nămolurilor în România

Majoritatea stațiilor de epurare ape uzate din România sunt prevăzute cu treaptă mecanică și treaptă biologică.

Treapta mecanică este compusă din: gratare rare și dese, deznisipator, stație de pompare, decantoare primare.

Treapta biologică compusă din: bazine de aerare, decantoare secundare, stație de pompare nămol recirculat și nămol în exces.

Prin proiectele ISPA în derulare au fost propuse:

- măsuri de re tehnologizare a treptei biologice,
- treaptă de fermentare anaerobă în metantancuri sau digestoare.

La cele mai multe stații de epurare deshidratarea nămolului se face pe paturi de uscare. Prin proiectele noi s-a prevăzut deshidratarea nămolului mecanic prin centrifugare sau filtre presă.

4.4. Soluții pentru tratarea și eliminarea nămolurilor care nu îndeplinesc cerințele de utilizare în agricultură

4.4.1. Incinerarea nămolului

Dacă nămolurile rezultate din epurarea unor ape uzate industriale conțin compuși organici și/sau anorganici toxici ce nu permit valorificarea agricolă, depozitarea pe sol sau aplicarea procedurilor de recuperare a substanțelor utile, se face apel la incinerare ca singura alternativă acceptabilă. În timpul incinerării compușii organici sunt oxidați total, iar compușii minerali sunt transformați în oxizi metalici ce se regăsesc în cenușă.

Pentru incinerare se recomandă reducerea prealabilă a umidității nămolului brut și evitarea stabilizării aerobe sau fermentării anaerobe, care diminuează puterea calorică a materialului supus incinerării.

Prelucrarea nămolului înainte de incinerare trebuie să conducă la autocombustie. Ținând cont de un necesar de 2,6 MJ/kg pentru evaporare și pierderi de energie de minimum 10%, se recomandă o umiditate a nămolului la alimentare de circa 50%. Dacă umiditatea este mai mare sau dacă temperatura de combustie trebuie să fie mai mare de 750 °C, pentru a evita degajarea mirosurilor neplăcute apare necesitatea combustibilului suplimentar.

Toate instalațiile de incinerare trebuie echipate cu instalații de spălare sau filtrarea gazelor de ardere, până la obținerea unui conținut de suspensii (cenușă) la evacuare de 150-200 g/m³.

Incinerarea nămolului semiplastic, cu putere calorică mică și conținut ridicat de apă impune echipament special, pentru a menține un raport adecvat suprafață/volum în timpul combustiei.

În acest scop, pentru incinerarea nămolului se utilizează cuptoare rotative cilindrice, cu vetre multiple sau cu pat fluidizat.

Cuptorul rotativ

Constă dintr-un cilindru captușit cu material refractar, cu axul puțin înclinat față de orizontală. Nămolul este injectat la capătul amonte și, în timp ce este ars, este transportat la cealaltă extremitate prin mișcarea de rotație a cilindrului. Pentru a asigura o bună funcționare a cuptorului este necesar să se mărunțească materialul, înainte de alimentare, pentru a obține o suprafață suficient de mare și a asigura o distribuție uniformă a acestuia.

Cuptorul cu pat fluidizat

Constă dintr-un cilindru vertical, echipat cu dispozitive de injectare a aerului la partea inferioară și un suport pentru susținerea stratului de nisip fin care este fluidizat cu ajutorul aerului insuflat. Nămolul se introduce la partea superioară. Instalația de incinerare cu strat fluidizat cuprinde următoarele faze: pregătirea nămolului (reținerea corpurilor groasere, mărunțirea sub 10 mm, deshidratarea mecanică) și combustia propriu-zisă a materialului la o temperatură de 600...800 C. Apa din nămol se evaporă, în timp ce substanța combustibilă se gazeifică și arde cu adaos, uneori, de combustibil convențional. Energia necesară unui astfel de proces este de circa 260 kWh/t material solid.

Cuptorul cu vetre multiple

Se compune, în esență, dintr-un cilindru vertical din oțel căptușit cu cărămidă refractară și un ax central, care se rotește cu 1 rotații/minut și pe care se montează brațele de agitare. Părțile axului și agitatorului din zona de combustie trebuie să fie confecționate din materiale rezistente la temperaturi ridicate. În acest tip de instalație se crează trei zone de combustie: zona de uscare, zona de combustie și zona de răcire. Nămolul este injectat la partea superioară și este injectat la partea inferioară datorită brațelor de agitare, care asigură și repartizare pe vetre, pentru a se obține o suprafață de contact cât mai mare. Aerul necesar combustiei este introdus la partea inferioară; aerul rece este preîncălzit în preîncălzitor, unde cenușa caldă evacuată transferă căldură aerului.

Alte tipuri de instalații

Pentru incinerarea nămolului sau altor reziduuri industriale apoase se mai utilizează instalații de oxidare umedă, instalații de piroliză, incinerare prin automatizare etc.

Este avantajos ca incinerarea nămolului să se realizeze împreună cu gunoaiile menajere și alte reziduuri industriale, alegându-se tipul de instalație în corelație cu caracteristicile materialelor. La incinerarea în comun cu gunoaiile menajere, nămolul trebuie deshidratat până la o umiditate apropiată de a gunoaiilor și adăugat în proporție de 10-15% (față de gunoi); cele mai multe instalații de ardere sunt dotate cu echipamente pentru recuperarea căldurii.



Incinerator cu pat fluidizat

4.4.2. Depozitarea nămolului

O altă soluție de eliminare a nămolurilor din stațiile de epurare, care nu îndeplinesc cerințele de utilizare în agricultură este depozitarea.

Nămolurile deshidratate se depozitează în incinta stațiilor de epurare sau în rampa de deșeuri a orașelor respective.

4.4. Tipuri de stații de epurare din România

Schema stațiilor de epurare este de tip clasic, compusa din grătare rare si dese, deznisipatoare si separatoare de grăsimi, decantoare primare, bazine de aerare (în majoritatea cazurilor cu aerare pneumatica cu bule medii sau cu aeratoare mecanice) si decantoare secundare, pe linia apei. Linia nămolului din stațiile de epurare existente funcționează deficitar sau sunt scose din funcțiune, aceasta fiind alcătuita din îngroșătoare gravitaționale, rezervoare de fermentare a nămolurilor si platforme de uscare. De cele mai multe ori, nămolul brut rezultat din procesul de epurare este depozitat direct pe platformele de uscare, singura tratare a nămolului fiind o deshidratare naturală.

Eficiența stațiilor de epurare existente este sub parametri considerați la proiectare, pe de o parte din cauza tehnologiilor si utilajelor învechite si pe de alta parte din cauza modificării caracteristicilor apelor uzate brute si a limitelor admisibile la descărcarea în emisar. Apele uzate au înregistrat modificări semnificative ale caracteristicilor lor în marea majoritate a orașelor, de natura fizico-chimică, biologică și bacteriologică.

4.6. Situația proiectelor derulate în România prin diverse fonduri

În ultimii ani s-au derulat în România mai multe proiecte referitoare la modernizarea stațiilor de epurare ape uzate orașenești. Majoritatea proiectelor întrunesc cerințele directivelor Uniunii Europene cu privire la ape.

Numai un număr mic dintre proiectele propuse (în esență proiectele asistate prin Asistență Tehnică ISPA - anexa B) au trecut de stadiul de studiu de fezabilitate și elaborare a EIM. Multe proiecte sunt încă în faza de concept și exprimare de interes, necesitând în continuare documentare și evaluarea fezabilității.

Totuși, prin finanțări ale Băncii Mondiale sau provenind din diferite programe europene, noi stații de epurare s-au pus în funcțiune în orașe mari în perioada 1998-2000, precum este cazul orașelor Arad și Brașov, acestea fiind dotate și cu laboratoare pentru controlul calității.

Proiectul de reabilitare și re tehnologizare a stației de epurare de la Brașov a fost parte integrantă a Programului de Dezvoltare a Utilitațiilor Municipale inițiat de Guvernul României împreună cu Banca Europeană de Reconstrucție și Dezvoltare.

Lucrările de reabilitare și re tehnologizare a Stației de Epurare au fost demarate în 1998 și s-au finalizat în anul 2000.

La Arad în 1998-1999 o parte a "Liniei apelor uzate" a fost reabilitată: incluzând stavilarele de intrare, măsurarea debitului de intrare, stația de pompare principala, tratarea biologică, pompele pentru namol în exces și pompele de recirculare. Prima fază de reabilitare a fost finanțată de Agenția Daneza de cooperare pentru mediu în Estul Europei și de Consiliul Județean Arad.

În cadrul proiectului de reabilitare finanțat din fonduri ISPA Stația de Epurare din Arad va fi construită ca o stație de epurare cu nămol activ, cu încărcare mică, cu nitrificare, denitrificare și îndepărtarea biologică a fosforului pentru a se conforma directivei apelor uzate urbane pentru zone sensibile a Uniunii Europene și normativelor Românești.

Pe parcursul proiectului preliminar strategia a fost aceea de a utiliza bunurile existente pentru o eficiență maximă și pentru a obține capacitatea necesară pentru a îndeplini cerințele viitoare ale orașului în cadrul investiției disponibile a aplicației ISPA.

Proiectul cuprinde două contracte, un contract de servicii și un contract de lucrări.

5.1. Pretabilitatea terenurilor agricole pentru aplicarea nămolurilor

Utilizarea în agricultură a nămolurilor de epurare reprezintă una dintre metodele de degajare a acestora și o formă de punere în valoare a conținutului lor în materie organică și elemente nutritive.

Rezultatele cercetărilor efectuate în țara noastră pe teme ce au vizat posibilitatea de a valorifica nămolurile de epurare ca materiale fertilizante pentru solurile agricole au permis elaborarea unor recomandări și stabilirea unor criterii de pretabilitate a terenurilor agricole.

Pentru a diminua efectul poluant al nămolului de epurare ce se va folosi în agricultură și a putea valorifica elementele nutritive pe care le conține, este necesar ca nămolul să fie tratat în mod corespunzător, să se aplice numai pe soluri pretabile, în dozele și epocile stabilite, la un anumit sortiment de culturi recomandate și să se asigure un control adecvat al calității factorilor de mediu.

Cercetările realizate pe plan internațional și național raportează că solurile se comportă diferit la aplicarea nămolului de epurare. Mecanismele potențiale de tratare în sol includ filtrarea, oxidarea biologică, schimbul de ioni, precipitarea chimică, adsorbția, absorbția și asimilarea de către plante și animale.

La alegerea terenurilor pretabile pentru administrarea nămolului de epurare se vor avea în vedere următorii factori:

- **Topografia locului** – influențează mișcarea apelor de suprafață și a celor freactice; influențează cantitatea de sol erodat și a potențialul de antrenare de către apele de suprafață și freactice a nămolului sau a compușilor de descompunere a acestuia. Pentru aplicarea nămolurilor pe solurile agricole se vor alege terenurile cu o topografie cât mai omogenă.
- **Panta terenului** – afectează viteza și cantitatea scurgerilor la suprafață. Pentru aplicarea nămolurilor, sunt acceptabile pante mai mici de 5 %, iar pantele cele mai mici de 2% sunt considerate corespunzătoare.
- **Textura solului** – influențează viteza de infiltrație și capacitatea de adsorbție a solului. Se exclud solurile cu textură grosieră, solurile argiloase, rocile compacte, pietrișurile, depozitele organice.
- **Permeabilitatea solului** – influențează distribuția apei pe profilul de sol; în circuitul ei, apa antrenează și particulele de nămol precum și compușii rezultați din descompunerea acestuia. O permeabilitate foarte mare sau una foarte scăzută nu sunt corespunzătoare pentru solurile destinate reciclării nămolurilor de epurare.
- **Drenajul solului** – influențează direct toate procesele fizice, chimice și biologice ce se petrec în sol. Prin influența exercitată asupra potențialului redox, afectează gradul de mobilitate a diferitelor elemente. În solurile slab drenate are loc o descompunere anaerobă a reziduurilor, în urma căreia rezultă compuși primari și intermediari neoxidați, mulți dintre ei toxici pentru plante. În solurile cu permeabilitate pentru apă și aer slabă, și, implicit, cu drenaj slab, viteza de descompunere a materiei organice este mai redusă. Terenurile foarte slab drenate ca și cele excesiv de drenate vor fi excluse de la aplicarea nămolului de epurare.
- **Scurgerile la suprafață și eroziunea.** Vor fi excluse de la aplicarea nămolurilor de epurare lichide terenurile afectate de astfel de procese.
- **Inundabilitatea.** Nu vor fi destinate aplicării nămolurilor terenurile inundabile.
- **Capacitatea de apă utilă** – pe adâncimea 0-100 cm ori până la stratul limitativ, trebuie să fie mai mare de 1400 m³/ha. Vor fi eliminate de la aplicarea nămolurilor terenurile cu o capacitate de apă utilă mică.
- **Adâncimea apei freactice.** Protecția apei freactice (mai ales a celei folosite ca sursă de apă potabilă) împotriva poluării cu agenți patogeni, elemente minerale (mai ales N-NO₃) rezultate din descompunerea nămolului și metale grele constituie unul din factorii cei mai

restrictivi în aplicarea nămolului. Se exclud de la aplicarea nămolului terenurile unde adâncimea apei freatică este mică.

- **Volumul edafic.** Se elimină de la aplicarea nămolului de epurare solurile cu un volum edafic mic.
- **pH-ul solului** – influențează foarte mult gradul de mobilitate al metalelor grele, măbind sau reducând astfel, absorbția acestora de către plante. Solurile cu pH sub 5,5 vor fi excluse de la aplicarea nămolului de epurare necompostat sau netratat cu var, iar cele cu pH-ul între 5,5-6,5 vor fi obligatoriu amendate pentru creșterea pH-ului peste 6,5.
- **Capacitatea de schimb cationic** – are influență asupra mobilității metalelor grele. Se vor elimina de la aplicarea nămolului solurile cu capacitate de schimb cationic foarte mică sau foarte mare.
- **Gleizarea și pseudogleizarea** – nămolul orășenesc nu va fi aplicat pe solurile cu astfel de procese.
- **Gradul de încărcare a solului cu metale grele** – având în vedere multitudinea surselor de încărcare a solului cu metale grele (emisii industriale, îngrășăminte chimice, ape de irigații, gunoi de grajd etc) și faptul că unele surse nu pot fi înlăturate, fiind verigi importante în procesul de producție, se impune să se limiteze cantitatea acestora. Acolo unde se vor aplica nămoluri de epurare se vor evita terenurile care au atins un nivel de 80 % din limitele maxime admisibile de încărcare cu metale grele a solului. Încărcarea solului la un nivel peste limitele maxime admisibile duce la fenomenul de poluare manifestat prin reducerea producției, acumularea de metale grele în plante, dereglarea unor echilibre biologice din sol, încărcarea pânzei de apă freatică cu metale grele etc.
- **Protecția surselor de aprovizionare cu apă a localităților** – reprezintă una din principalele probleme la aplicarea nămolului de epurare. Din acest punct de vedere trebuie avute în vedere următoarele zone de protecție:
 - cel puțin 1500 m față de punctele de captare a apei pentru localități;
 - peste 500 m față de fântâni și localitățile care se aprovizionează cu apă din pânza freatică superficială;
 - 500 m față de localități;
 - 100 m față de râuri, lacuri și bălți și se vor lua măsuri de protecție împotriva scurgerilor laterale;
 - 1000 m față de perimetrele turistice și de agrement.
- **Structura culturilor** - în sortimentul de culturi vor fi evitate plantele care acumulează o cantitate mare de metale grele în organele consumabile (de exemplu frunzoasele: salata, spanacul, varza etc.).

5.2. Puncte cheie pentru reușita utilizării durabile a nămolurilor de epurare

Folosirea metodei de valorificare agricolă a nămolurilor de epurare nu îi privește doar pe agricultori ci, de asemenea, un întreg lanț de intervenienți, între care producătorii de nămoluri de epurare (gestionarii stațiilor de epurare), transportatorii, eventual o întreprindere specializată în realizarea tehnicii de împrăștiere și încorporare a nămolurilor de epurare etc.

Pentru o reușită în utilizarea durabilă a nămolurilor de epurare sunt necesare:

- a. Un control eficient al rețelelor de colectare pentru a se asigura de producerea de nămoluri curate. Prima condiție pentru a obține nămoluri de calitate, care vor fi ușor acceptate pentru aplicarea pe terenurile agricole ține de ceea ce se aruncă în apele uzate, mai ales produse contaminate;
- b. Pentru ca împrăștierea nămolurilor de epurare să fie acceptată de agricultori și consumatori în cunoștință de cauză este necesară o foarte bună informație privitor la procesele de tratare, la eventualele riscuri și la demersurile ce se pot lua în vederea preîntâmpinării lor. Cea mai largă concertare, atât la nivel local (inițiativa producătorului de

- nămol de epurare), cât și la nivel de județ (inițiativa prefecturii), trebuie să permită tuturor actorilor să ia o poziție în cunoștință de cauză privitor la practica împrăștierii pe terenurile agricole;
- c. Organizarea la nivel teritorial printr-o repartizare armonioasă a siturilor în care se aplică nămoluri de epurare. Considerarea producțiilor de nămol de epurare ce ar trebui împrăștiate pe terenurile agricole și a parcelelor disponibile trebuie să se facă pe un teritoriu destul de vast (județ sau o mică regiune agricolă) pentru a repartiza armonios împrăștierea în funcție de soluri, culturi, suprafețe utilizabile etc. și pentru a ține cont de aporturile, deja existente, de dejecții de la animalele domestice;
 - d. Un control analitic bine organizat pentru a garanta cunoașterea nămolurilor ce se împrăștie și a solurilor receptoare. Sunt indispensabile analizele regulate pentru a cunoaște calitatea nămolurilor și aptitudinile solurilor de a le primi;
 - e. O foarte bună gândire a aplicării nămolurilor de epurare pentru a valorifica cel mai bine proprietățile fertilizante ale nămolurilor. Este necesar un demers rațional pornind de la date agronomice precise pentru a asigura rezultate bune culturilor, satisfacția agricultorului și perenizarea aplicării nămolurilor pe terenurile agricole în cadrul unei agriculturi durabile;
 - f. Un cod al bunelor practici de aplicare a nămolurilor de epurare pentru ca fiecare intervenient să facă exact ceea ce trebuie să facă. Precizarea procedurilor prin intermediul comunicării orale și în scris va permite cunoașterea acestora de către toți intervenienții și evitarea ezitărilor și a falselor manevre, care ar putea fi la originea unor incidente;
 - g. Un responsabil bine identificat se va ocupa de organizarea șantierelor și va servi de interlocutor; pentru a ști cui să se adreseze la nivel local (responsabil unic desemnat și cunoscut) și la nivel de județ (căruia să i se poată adresa în caz de nemulțumiri?). Toate acestea vor asigura fiabilitatea organizării și vor genera încredere;
 - h. Un organism independent va valida datele furnizate de producătorul de nămoluri. Pe ansamblul filierei de aplicare a nămolurilor de epurare, în plus față de autocontrolul efectuat de responsabilul cu aplicarea și de controlul oficial al respectării reglementărilor, se recomandă existența unei validări externe ce se va efectua de către un organism independent;
 - i. Crearea posibilităților de informare la nivel național pentru a sensibiliza cetățenii în raport cu eforturile depuse. Cunoașterea situației naționale a asanării și igienizării apelor, a dificultăților întâmpinate și a soluțiilor aplicate vor permite tuturor cetățenilor să conștientizeze mizele și complexitatea protecției mediului înconjurător.

5.3. Cantitatea maximă de metale grele ce poate fi introdusă în sol prin intermediul nămolului de epurare

Aplicarea nămolului de epurare pe solurile agricole este reglementată, așa cum s-a prezentat mai sus, de Directiva 86/278/1986.

Se recomandă ca anual, în medie pe 30 ani, să nu se aplice pe terenurile agricole mai mult de 0,15 kg/ha/an cadmiu, 6 kg/ha/an cupru, 3 kg/ha/an nichel, 6 kg/ha/an plumb, 18 kg/ha/an zinc și 0,1 kg/ha/an mercur.

La stabilirea acestor valori limită s-a luat în calcul faptul că nămolul orășenesc nu constituie singura sursă de poluare cu metale grele a solului agricol.

Dacă terenul pe care se aplică nămolul este unul foarte sărac în elemente nutritive (de exemplu haldele de steril rezultate de la exploatarea miniere la zi, terenuri poluate cu petrol, haldele de cenușă, haldele de fosfogips, etc.), se poate accepta ca dozele de nămol aplicate să ia în considerare necesarul de azot al culturii, nevoia de materie organică a solului, etc., deci elemente ce impun aplicarea unor doze ce vor depăși cantitatea maximă anuală de metale grele. Folosirea nămolului de epurare în procesul de ameliorare a solului permite aplicarea unor doze anuale mari de nămol, dar astfel calculate încât în 30 de ani să nu se atingă valorile maxime admisibile pentru

elementele poluante în sol.

Dozele maxime admise în procesul de ameliorare a solului vor lua în calcul necesarul de azot al culturii astfel încât să nu apară riscul de poluare a apelor de suprafață și a celor freatice cu nitrați.

5.4. Riscurile prezentate de nămolurile de epurare

Reciclarea nămolului de epurare pe terenurile agricole este în general considerată ca fiind cea mai bună opțiune practică pentru mediul înconjurător. Totuși, nămolul de epurare conține metale grele care se acumulează în stratul de sol arabil pentru că nu sunt levigate repede, iar ceea ce acumulează plantele este foarte puțin comparativ cu aportul realizat. Creșterea concentrațiilor de metale grele în soluri poate afecta pe termen lung fertilitatea acestora și productivitatea agricolă. Concentrațiile maxime permise în solurile care primesc nămol de epurare sunt prevăzute de Directiva Comisiei Europene, 86/278/CEE (CEC, 1986), despre care se va vorbi pe larg într-un capitol următor referitor la legislația privind valorificarea agricolă a nămolurilor de epurare.

În afara elementelor fertilizante, în nămol se găsesc cantități variabile de metale grele a căror acumulare în sol, peste anumite limite, poate afecta negativ viața din sol, viața plantelor, calitatea produselor agroalimentare, mediul înconjurător în ansamblu.

Concentrația metalelor grele în nămolurile de epurare este limitată din cauza posibilității de transfer din sol, prin intermediul plantelor, de-a lungul lanțurilor trofice, până la consumatorul final – omul.

Metalele grele sunt prezente ca săruri foarte solubile sau în combinații legate puternic de materialul organic prezent în nămol. Aceste metale grele se eliberează numai dacă solul este extrem de acid.

Unele metale grele sunt recunoscute ca microelemente sau oligoelemente necesare pentru nutriția plantelor. Acestea manifestă toxicitate numai când sunt în cantități excesive. Altele (cadmiul, plumbul, mercurul), în toate cazurile manifestă acțiune toxică. Deși se găsesc în cantități mici în sol, când ajung în hrană, chiar în cantități mici, metalele grele se acumulează treptat în organismele animalelor sau oamenilor și uneori după câțiva ani, după depășirea concentrațiilor limită, pot să ducă la apariția unor maladii incurabile.

Pe plan mondial există preocupări pentru stabilirea conținuturilor limită în metale grele pentru nămoluri, însă acestea încă nu sunt ferm stabilite. Și la noi în țară există unele recomandări ale ICPA cu privire la conținutul admis de metale grele în nămoluri: Cd – 10 ppm (13-25 ppm determină o încetinire cu 25-50% a creșterii la soia, grâu, porumb), Cr – 500 ppm, Ni – 100 ppm, Pb – 300 ppm, Zn – 2000 ppm, Cu – 500 ppm, Co – 50 ppm etc.

Conținutul în metale grele din nămolurile de epurare se datorează în principal apelor uzate industriale evacuate în canalizarea orășenească. Pentru diminuarea acestor elemente toxice este necesară preepurarea corectă a acestor efluenți în cadrul întreprinderilor industriale, însoțită de reținerea nămolurilor anorganice rezultate.

Tehnologiile de epurare a acestui tip de efluent se stabilesc pentru fiecare caz în parte, în funcție de ionii metalici conținuți.

O altă problemă legată de utilizarea nămolurilor de epurare în agricultură este datorată eventualului lor potențial patogen. Aceste nămoluri pot conține bacterii (*Salmonella* sp., *Shigella* sp., *Yersinia* sp., *Campylobacter jejuni*, *Listeria monocytogenes* etc.), (Virusuri enterice, Virusul hepatitei A, Rotaviruși, Enteroviruși), paraziți protozoare (*Cryptosporidium* sp., *Giardia intestinalis*, *Entamoeba histolitica*), paraziți helminți (*Ascaris lumbricoïdes*, *Trichus trichiura*, *Toxocara* sp., *Taenia* sp., etc.). există temeri că unele dintre aceste microorganisme ar putea reactiva chiar și după un anumit timp de la prelucrarea nămolurilor prin compostare.

Procedeele de igienizare vizând îndepărtarea bacteriilor patogene din nămolurile utilizate în prezent pe plan mondial apelează la acțiunea separată sau conjugată a unor agenți fizici (căldură, radiații ionizante), chimici (crearea de condiții oxidative sau de un anumit pH) sau biologici (prin fermentare termofilă sau compostare). Unele procedee au ca scop igienizarea

nămolului (pasteurizarea, iradierea), altele stabilizarea lui (tratarea la temperaturi și presiuni ridicate), igienizarea fiind obținută ca efect secundar.

6. REZULTATE EXPERIMENTALE ÎN CÂMP, ÎN CASA DE VEGETAȚIE ȘI ÎN SOLAR

Un număr destul de important de cercetători români, între care numeroși specialiști agronomi universitari, au afectat mult interes nămolurilor de epurare încă din anii 1980. Cercetările efectuate în cadrul contractelor derulate în cadrul Catedrei de fitotehnie de la Institutul Agronomic "Nicolae Bălcescu"-București (în prezent Universitatea de Științe Agronomice și Medicină Veterinară) de un colectiv de cadre didactice univertistare și cercetători au fost coordonate de regretatul profesor universitar dr. Mihai VĂJIALĂ. Aceste contracte s-au realizat în cadrul unei colaborări cu Institutul de Cercetări și Proiectări pentru Gospodărirea Apelor – București. De asemenea, s-a colaborat cu cercetători de la Institutul de Cercetări pentru Pedologie și Agrochimie-București, cu cercetători de la Institutul de Cercetări pentru Cereale și Plante Tehnice-Fundulea, de la Facultatea de Medicină Veterinară și de la Institutul Național de Sănătate Publică-București. Contractele derulate în perioada dintre 1985 și 1990 au vizat un obiectiv major, respectiv „**cercetări privind valorificarea ca îngrășământ organic a nămolului de la stația de epurare zonală Dâmbovița**”. Aceste cercetări s-au dezvoltat pe următoarele tematici:

- ▶ Influența diferitelor doze de nămol administrate cu și fără adaos de îngrășăminte chimice, asupra producției de porumb irigat, în cadrul unui asolament (1985); în aceste experimentări s-a folosit nămol produs în treapta de epurare mecanică; s-a experimentat în câmpul experimental Bobești-Glina;
- ▶ Influența fertilizării cu nămol de la stația de epurare Bobești-Glina (Dâmbovița) asupra producției agricole și calității produselor (1986, 1987, 1988, 1989); s-a experimentat în câmpul didactic și experimental al fermei Moara Domnească a IANB-București, în câmpul experimental Bobești-Glina, în casa de vegetație și serele IANB-București; s-a experimentat nămol tratat prin fermentare anaerobă în instalația de biogaz.

În aceeași perioadă s-au derulat cercetări privind posibilitățile de valorificare agricolă a apelor uzate din stația zonală Dâmbovița, epurate mecanic și biologic.

Aceste cercetări s-au concretizat în rapoarte de cercetare care conțin rezultate prelucrate și interpretate statisstic, precum și recomandri în vederea valorificării acestor materiale reziduale. De asemenea, s-au publicat numeroase articole științifice, în țară și în străinătate.

Din anul 1991 în cercetările realizate de colectivul de la Catedra de fitotehnie în colaborare cu ICPA s-a inclus și compostul din deșeuri menajere urbane alături de nămolul de epurare. Temele derulate au fost:

- Influența fertilizării cu nămol de epurare asupra producției și calității furajului pajiștilor temporare folosite prin cosit; câmp experimental, Moara Domnească;
- Influența dozei de compost menajer, a stării de așezare și a regimului de udare asupra: producției, compoziției chimice a producției și caracteristicilor fizice și chimice ale solului; casa de vegetație IANB-București și casa de vegetație ICPA;
- Studiu privind efectul unor doze crescânde de compost din deșeuri menajere urbane asupra producției de tomate (*Lycopersicum esculentum*), calității acesteia și asupra solului; 1991-1992, sere-solar IANB-București;
- Studiu privind efectul unor doze crescânde de compost din nămol de epurare și resturi vegetale asupra producției de raigras (*Lolium perenne*) și de porumb (*Zea mays*), calității acesteia și asupra solului; nămol de epurare provenind de la stația de epurare a orașului Târgu Mureș-Cristeși; compostul a fost produs de Stațiunea de Cercetări și producție Pomicolă Târgu Mureș; 1994-1996, casa de vegetație IANB-București;
- Influența compostului din nămol de epurare asupra producției de tomate, hibridul H 805. Colaborare cu Institutul de Cercetare și Dezvoltare pentru Produsele Horticole, 1994;

- Cercetări privind translocarea în sistemul sol-plantă a metalelor grele, provenind din compostul din nămol de epurare folosit ca material fertilizant pentru solurile agricole; experimentări în solar-Legumicultură, USAMV-București, 1998-2000;
- Aportul de oligoelemente al unui compost din nămol de epurare și influența metalelor grele asupra simbiozei la leguminoase; experimentări în casa de vegetație-USAMV-București, 2000-2001;
- Valorificarea superioară a unor deșeuri din industria lemnului prin compostare cu nămoluri organice din diferite sectoare economice; experimentări în solar-Legumicultură, USAMV-București, 2000-2003;
- Efectul metalelor grele asupra supraviețuirii și abilității de nodulare a populațiilor indigene de *Rhizobium leguminosarum* în solul tratat cu compost din nămol de epurare; experimentări în casa de vegetație a USAMV-București, 2003-2005.

Pentru a evidenția experiența dobândită în ceea ce privește reciclarea în agricultură a nămolurilor de epurare în plan național, în continuare se vor prezenta câteva dintre rezultatele obținute în cercetările realizate după anul 1991, care au fost publicate în țară și în străinătate.

6.1. Influența fertilizării cu nămol de epurare asupra producției și calității furajului pajiștilor temporare folosite prin cosit

6.1.1. Material și metodă folosite în experimentări

Caracteristicile chimice ale nămolului de epurare sunt prezentate în *tabelul 6.1*. Nămolul de epurare a avut un conținut mediu de materie organică și elemente nutritive, iar concentrațiile maxime admisibile ale unor metale grele au fost în limitele prevăzute de Directiva 86/278/CEE. Compoziția chimică a nămolului de epurare și caracteristicile fizice, sunt variabile de la o șarjă de nămol la alta. Este necesar un studiu unitar și sistematic privind întreaga gamă de proprietăți și modul lor de evoluție în funcție de durata de stocare, modul de stocare, compoziție etc.

Tabelul 6.1.

Caracteristici chimice ale nămolului de epurare folosit în experiențe cu plante furajere la ferma Moara Domnească

Elementul analizat	U. M.	Probe analizate			Media/probe
		I	II	III	
Umiditatea	%	42,1	42,9	38,5	41,2
pH	în apă	7,40	7,25	7,30	7,32
Materia organică	%	23,6	23,2	22,0	22,9
N	%	1,02	0,83	0,91	0,92
P	%	0,51	0,54	0,58	0,55
K	%	0,48	0,40	0,48	0,45
Ca	%	0,18	0,20	0,25	0,21
Na	%	0,30	0,25	0,32	0,29
Mg	%	0,61	0,66	0,61	0,63
Cu	ppm	530	435	445	437
Zn	ppm	550	560	555	555
Pb	ppm	310	380	280	323
Co	ppm	30	30	30	30
Ni	ppm	120	130	130	127
Mn	ppm	480	475	500	485
Cr	ppm	815	845	845	835
Cd	ppm	25	28	32	28
N-NH ₄	ppm	97	146	49	97
N-NO ₃	ppm	250	188	245	228
CO ₃ ⁻	ppm	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	ppm	317	211	317	282

Cl ⁻	ppm	106	124	98	109
SO ₄	ppm	1235	1440	1173	1283
K ⁺	ppm	78	75	73	75
Na ⁺	ppm	40	40	40	40
Ca ⁺⁺	ppm	1150	1150	1000	1100
Mg ⁺⁺	ppm	47	49	50	49

Experianțele au fost de tip plurifactorial. Astfel:

- Factorul **a**: dozele de nămol: 10; 30; 50; 70 t/ha;
- Factorul **b**: sistemul de aplicare a nămolului: sub arătură la înființarea pajiștii (toamna); sub arătură (toamna) la înființarea pajiștii și în fiecare an la suprafața solului;
- Factorul **c**: fertilizare chimică anual: c₁ = N0 P0; c₂ = N100 P₂O₅ 50;
- Variantă martor: sol netratat cu nămol dar fertilizat cu îngrășămine chimice corespunzător graduărilor factorului c;
- Amestec de graminee și leguminoase perene: golomăt (*Dactylis glomerata*) și trifoi alb (*Trifolium repens*).
- Recoltarea: prin cosire; coasa I la înspicarea golomătului, iar coasele următoare la intervale de 40-45 zile.

6.1.2. Rezultate experimentale obținute în anul 1991

Producția de substanță uscată pentru toate variantele experimentale se prezintă în *tabelul 6.2*. Pajiștea nefertilizată realizează o producție de 8,3 t/ha substanță uscată (S.U.) Nămolul aplicat singur la înființarea pajiștii, sub arătură, determină sporirea producției cu maxim 24% la doza de 50 t/ha, cu 11% la doza de 30 t/ha și cu numai 5% la doza de 70 t/ha nămol. Pe fond chimic (N 100 P₂O₅ 50), sporurile de producție realizate prin aplicarea nămolului sunt ceva mai mici, fiind cuprinse între 4 și 19 %, detașându-se tot varianta cu 50 t/ha (19%).

Tabelul 6.2.
Producția de substanță uscată în anul 1991

Modul de aplicare a nămolului	Doza de nămol (t/ha)	Fără îngrășămine chimice		N-100 P ₂ O ₅ -50		Media	
		t/ha S.U.	%	t/ha S.U.	%	t/ha S.U.	%
La înființarea pajiștii, sub arătură	0	8,3	100	10,5	100	9,4	100
	10	7,7	92	10,6	101	9,1	97
	30	9,2	111	10,9	104	10,0	106
	50	10,3	124	12,5	119	11,4	121
	70	8,7	105	12,1	115	10,4	111
Media		8,8	-	11,3	-	10,0	-
Sub arătură și în fiecare an	0	8,3	100	10,5	100	9,4	100
	10	10,5	126	12,1	115	11,3	120
	30	12,0	144	13,3	127	12,6	134
	50	13,5	163	13,7	130	13,6	145
	70	13,6	164	12,9	123	13,2	140
Media		11,6	-	12,5	-	12,0	-
Media		10,2	-	11,9	-	-	-

Prin aplicarea nămolului sub arătură și în fiecare an toamna, la suprafața pajiștii, fără îngrășămine chimice, sporurile de producție față de martor sunt de 26 % până la 64 % (cel mai mare spor s-a înregistrat la varianta fertilizată cu 70 t/ha nămol). Pe fond de fertilizare chimică

sporurile sunt de numami 15-30 %, existând o tendință de uniformizare a producțiilor începând cu doza de 30 t/ha nămol.

Doza de 10 t/ha nămol, în medie, nu determină un spor de producție cu asigurare statistică față de pajiștea nefertilizată, indiferent de modul de administrare și combinare a acestuia cu fertilizarea chimică (*tabelul 6.3.*).

Tabelul 6.3.

Influența dozei de nămol asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	10,25	100	-	
30	11,35	110	1,10	*
50	12,50	122	2,25	**
70	11,80	115	1,55	**
0	9,40	92	- 0,85	

DL 5 % = 1,03

DL 1 % = 1,56

DL 0,1 % = 2,49

Față de doza de 10 t/ha nămol, unde s-a obținut o producție medie de 10,25 t/ha S.U., prin creșterea dozelor de nămol până la 70 t/ha, cresc și producțiile, sporurile realizate având asigurare statistică de la semnificativ (31 t/ha) la distinct semnificativ (50 și 70 t/ha).

Prin aplicarea nămolului sub arătură la înființarea pajiștii și anual, producția crește foarte semnificativ (spor de 2,45 t/ha S.U.) comparativ cu aplicarea acestui îngrășământ numai la înființarea pajiștii sub arătură (*tabelul 6.4.*).

Tabelul 6.4.

Influența sistemului de aplicare a nămolului asupra producției de substanță uscată

Sistemul de aplicare	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
La înființarea culturii, sub arătură	10,25	100	-	
Sub arătură, anual	12,70	124	2,45	***

DL 5 % = 0,93

1 % = 1,36

0,1 % = 2,03

Îngrășămintele chimice aduc sporuri foarte semnificative de producție (14%) față de variantele nefertilizate chimic dar comparativ cu varianta în care s-a aplicat nămol de epurare sub arătură, care a avut un spor de 24 %, acest spor este mai mic (*tabelul 6.5.*).

Acțiunea pozitivă a nămolului de epurare asupra producției de substanță uscată se manifestă în special la variantele care au primit acest îngrășământ atât sub brazdă la înființarea pajiștii, cât și la suprafață în fiecare an, fără fertilizare chimică (*tabelele 6.6., 6.7. și 6.8.*). Astfel, sub influența dozelor crescânde de nămol se obțin sporuri de producție (16-30%) față de varianta cu 10 t/ha, având asigurare statistică de la semnificativ la distinct semnificativ.

În cazul aplicării nămolului la înființarea pajiștii și în fiecare an, pe fond de fertilizare chimică (*tabelul*), sporurile de producție față de doza martor (10 t/ha) sunt ceva mai mici (6-15%), având o asigurare statistică semnificativă numai în cazul dozei de 50 t/ha (spor de 1,75 t/ha S.U.).

Tabelul 6.5.

Influența îngrășămintelor chimice asupra producției de substanță uscată

Varianta	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
N0 P ₂ O ₅ -0	10,68	100	-	
N100 P ₂ O ₅ -50	12,27	114	1,59	***

DL 5 % = 0,55
 1 % = 0,76
 0,1 % = 1,04

Tabelul 6.6.

Influența dozei de nămol administrată la înființarea pajiștii, fără fertilizare chimică, asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	9,16	100	-	
30	10,06	110	1,45	
50	11,40	124	2,77	*
70	10,36	113	2,00	

DL 5 % = 1,68
 1 % = 2,47
 0,1 % = 3,80

Tabelul 6.7.

Influența dozei de nămol administrată la înființarea pajiștii, fără fertilizare chimică, asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	11,33	100		
30	12,63	111	1,30	
50	13,61	120	2,28	*
70	13,25	117	1,92	*

DL 5 % = 1,68
 1 % = 2,47
 0,1 % = 3,80

În *tabelul 6.9.* se prezintă ponderea cu care participă factorii experimentali separat și interacțiunile dintre ei la determinarea sporurilor de producție. Rezultă că ponderea maximă (34,72%) o are modul de aplicare a nămolului. Cealalți doi factori (doza de nămol și îngrășămintele chimice) au o contribuție aproximativ egală (în jur de 15%), iar interacțiunile dintre factori influențează în proporție de 2-5%.

Tabelul 6.8.

Influența dozei de nămol administrată la înființarea pajiștii și în fiecare an, fără fertilizare chimică, asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	9,13	100	-	
30	10,58	116	1,45	*
50	11,90	130	2,77	**
70	11,13	122	2,00	**

DL 5 % = 1,29

1 % = 1,88

0,1 % = 2,85

Tabelul 6.9.

Influența factorilor experimentali asupra producției de substanță uscată

Factorul experimental	Determinare (%)	Semnificația
A – doza de nămol	15,48	*
B – modul de aplicare	34,72	**
C – îngrășăminte chimice	14,40	*
A x B	0,48	
A x C	0,88	
B x C	5,36	*
A x B x C	2,68	
F total	74,04	
Alți factori	25,96	
TOTAL	100,00	

6.1.3. Rezultate experimentale obținute în anul 1992

Producția de substanță este prezentată în *tabelul 6.10*. Fiind în ultimul an de exploatare (al 4-lea), producțiile sunt mult mai mici comparativ cu anul anterior. Se observă, de asemenea, și o uniformizare destul de evidentă a producțiilor, în funcție de tratamentele aplicate. Pajiștea nefertilizată realizează o producție de 5,7 t/ha S.U. Nămolul aplicat singur la înființarea pajiștii, sub arătură, determină sporuri mici de producție (2% la doza de 10 t/ha și 9% la doza de 50 t/ha). Pe fond chimic (N100 P₂O₅ 50), sporurile de producție realizate prin aplicarea nămolului sunt mai mari (12-31 %), evidențiindu-se varianta cu 50 t/ha (spor de 31%).

Dozele de nămol aplicate, nu determină sporuri de producție cu asigurare statistică față de pajiștea nefertilizată, indiferent de modul de administrare și combinare a acestuia cu fertilizarea chimică (*tabelul 6.11*).

Față de doza de nămol considerată ca martor (10 t/ha), unde s-a realizat o producție medie de 5,95 t/ha S.U., prin creșterea dozelor până la 70 t/ha, sporurile de producție sunt în toate cazurile sub 1 t/ha S.U. și nu au asigurare statistică.

Tabelul 6.10.

Producția de substanță uscată în anul 1992

Modul de aplicare a nămolului	Doza de nămol (t/ha)	Fără îngrășăminte chimice		N-100 P ₂ O ₅ -50		Media	
		t/ha S.U.	%	t/ha S.U.	%	t/ha S.U.	%
La înființarea pajiștii, sub arătură	0	5,7	100	5,7	100	5,7	100
	10	5,8	102	6,6	116	6,2	109
	30	5,3	93	6,4	112	5,8	103
	50	6,2	109	7,5	131	6,8	120
	70	5,3	93	6,4	112	5,8	103
	Media	5,7	99	6,5	114	6,1	107
Sub arătură și în fiecare an	0	5,5	100	5,3	100	6,1	107
	10	4,9	80	6,5	123	5,7	105
	30	7,5	126	8,6	162	8,0	149
	50	6,5	118	7,3	138	6,9	128
	70	7,2	131	7,3	138	7,2	134
	Media	6,3	115	7,0	132	6,6	123
	Media	6,0	107	6,8	123	6,4	115

Tabelul 6.11.
Influența dozei de nămol asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	5,95	100	-	-
30	6,94	116	0,99	-
50	6,88	115	0,93	-
70	6,56	110	0,61	-
0	5,55	93	-0,40	-

$$DL \ 5 \ \% = 1,46$$

$$1 \ \% = 2,22$$

$$0,1 \ \% = 3,54$$

Prin aplicarea nămolului sub arătură la înființarea pajiștii și anual, producția crește cu numai 0,77 t/ha S.U., comparativ cu aplicarea acestui îngrășământ numai la înființarea pajiștii sub arătură, spor fără asigurare statistică (tabelul 6.12.).

Și în condițiile anului 1992 (an deosebit de secetos) îngrășămintele chimice au influențat pozitiv producția de substanță uscată, sporul de producție înregistrat (0,98 t/ha) în comparație cu variantele nefertilizate, are asigurare statistică distinct semnificativă (tabelul 6.13.).

Tabelul 6.12.
Influența sistemului de aplicare a nămolului asupra producției de substanță uscată

Sistemul de aplicare	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
La înființarea culturii, sub arătură	6,20	100	-	-
Sub arătură, anual	6,97	112	0,77	-

$$DL \ 5 \ \% = 1,06$$

$$1 \ \% = 1,55$$

$$0,1 \ \% = 2,33$$

Tabelul 6.13.
Influența îngrășămintelor chimice asupra producției de substanță uscată

Varianta	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
N0 P ₂ O ₅ -0	6,09	100	-	
N100 P ₂ O ₅ -50	7,07	116	0,98	**

DL 5 % = 0,64
 1 % = 0,89
 0,1 % = 1,22

Acțiunea pozitivă a nămolului asupra producției de substanță uscată nu mai fost atât de evidentă în funcție de modul de aplicare a nămolului așa cum s-a întâmplat în anul anterior, sporurile de producție față de martor (10 t/ha nămol) au fost mai mici și nu au avut asigurare statistică decât într-un singur caz și anume la doza de 30 t/ha, aplicată la înființarea pajiștii și anual (*tabelele 6.14. și 6.15.*).

Tabelul 6.14.

Influența dozei de nămol administrată la înființarea pajiștii și anual, fără fertilizare chimică, asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	5,71	100	-	
30	8,05	141	2,34	*
50	6,88	120	1,17	
70	7,25	127	1,54	

DL 5 % = 2,10
 1 % = 3,12
 0,1 % = 4,82

Tabelul 6.15.

Influența dozei de nămol administrată la înființarea pajiștii și anual, fără fertilizare chimică, asupra producției de substanță uscată

Doza de nămol (t/ha)	S.U. (t/ha)	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
10	5,36	100	-	
30	6,38	119	1,02	
50	6,35	118	0,99	
70	6,28	117	0,92	

DL 5 % = 1,72
 1 % = 2,54
 0,1 % = 3,88

În ceea ce privește ponderea cea mai mare între factorii experimentați, de data aceasta, cea mai mare au avut-o îngrășămintele chimice (10,72%), cu asigurare statistică semnificativă. Ceilalți doi factori (doza de nămol și modul de aplicare) au avut o contribuție aproximativ egală (în jur de 6%) fără asigurare statistică, iar interacțiunea dintre factori se manifestă numai în cazul doză de nămol × mod de aplicare (12,79%) fără asigurare statistică.

Influența fertilizării cu nămol asupra compoziției chimice a fânului recoltat din pajiștea semănată (coasa I și a II-a) pentru anul 1991 se prezintă în *tabelele 6.16. și 6.17.*

Din datele prezentate în tabele rezultă că prin aplicarea nămolului la înființarea pajiștii și anual sau numai la înființarea pajiștii, nu se produc modificări asigurate statistic ale compoziției chimice (macroelemente și metale grele) a fânului în cazul aplicării dozelor de nămol până la 70 t/ha.

Conținutul în azot al fânului a fost mult mai mare la coasa a II-a comparativ cu coasa I, așa cum se poate observa și din *figura 5.1*.

Tabelul 6.16.

Influența nămolului orășenesc supracompoziției chimice a fânului recoltat din pajiștea experimentală (coasa I) – 1991

Tratamentul	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
Martor	1,58	0,31	2,13	0,60	0,32	7,5	28	17	10,0	298	0,83
10 t/ha nămol la înființare	1,67	0,31	2,11	0,62	0,30	9,2	32	18	10,0	270	8,83
30 t/ha nămol la înființare	1,73	0,29	2,00	0,62	0,33	8,3	44	20	10,8	260	0,75
50 t/ha nămol la înființare	1,90	0,30	2,27	0,55	0,32	9,2	43	19	11,7	252	1,00
70 t/ha nămol la înființare	1,90	0,29	2,26	0,70	0,36	10,0	54	21	11,7	238	0,83
10 t/ha nămol la înființare și anual	1,85	0,29	2,24	0,50	0,23	7,5	36	17	7,5	249	0,58
30 t/ha nămol la înființare și anual	1,91	0,28	2,28	0,60	0,31	8,3	35	17	7,5	238	0,50
50 t/ha nămol la înființare și anual	1,75	0,29	2,35	0,52	0,31	9,1	40	18	9,2	190	0,50
70 t/ha nămol la înființare și anual	1,70	0,27	2,26	0,59	0,29	10,0	43	18	9,2	166	0,66
Martor (N100 P50)	1,81	0,30	2,64	0,33	0,24	7,5	26	13	6,7	197	0,42
10 t/ha nămol la înființare + N100 P50	1,74	0,30	2,45	0,29	0,21	9,2	29	15	7,5	191	0,50
30 t/ha nămol la înființare + N100 P50	1,65	0,30	2,51	0,25	0,22	10,8	39	18	8,3	185	0,58
50 t/ha nămol la înființare + N100 P50	1,53	0,28	2,40	0,30	0,25	10,0	42	18	9,2	158	0,58
70 t/ha nămol la înființare + N100 P50	1,49	0,29	2,52	0,27	0,22	10,0	48	19	10,8	147	0,75
10 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	1,85	0,29	2,52	0,28	0,22	8,3	31	13	7,5	175	0,42
30 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	1,85	0,30	2,45	0,30	0,26	9,2	35	15	9,2	139	0,83
50 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	1,91	0,29	2,46	0,26	0,23	10,0	41	14	9,2	113	0,83
70 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	2,08	0,31	2,35	0,29	0,25	11,7	55	16	10,0	108	0,83
DL 5 %	0,51	0,04	0,27	0,15	0,08	2,6	12	4	2,3	41	0,27
1 %	0,69	0,05	0,36	0,20	0,10	3,5	16	6	3,1	56	0,87
0,1 %	0,91	0,08	0,50	0,27	0,14	4,7	21	9	4,1	74	0,48



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 51

Tabelul 6.17.

Influența nămolului orășenesc supracompoziției chimice a fânului recoltat din pajiștea experimentală (coasa II) – 1991

Tratamentul	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
Martor	2,08	0,43	3,15	0,44	0,17	5,8	31	9,6	3,37	15,1	107	17,1	0,62
10 t/ha nămol la înființare	1,82	0,36	2,55	0,46	0,19	5,8	31	11,2	2,93	15,4	109	14,2	0,70
30 t/ha nămol la înființare	1,85	0,35	2,78	0,48	0,18	6,7	34	10,8	3,80	15,8	107	20,4	0,75
50 t/ha nămol la înființare	2,12	0,39	2,94	0,53	0,18	6,3	37	13,8	3,80	15,4	97	19,2	0,79
70 t/ha nămol la înființare	2,25	0,40	3,09	0,59	0,18	9,6	36	21,3	3,37	15,3	89	19,2	0,79
10 t/ha nămol la înființare și anual	1,76	0,37	2,76	0,48	0,16	5,8	31	8,8	3,80	15,8	99	17,5	0,62
30 t/ha nămol la înființare și anual	1,85	0,39	2,85	0,51	0,18	5,8	33	11,7	3,77	16,7	99	20,0	0,75
50 t/ha nămol la înființare și anual	2,09	0,39	3,01	0,53	0,18	5,9	45	12,1	3,37	16,3	97	20,1	0,75
70 t/ha nămol la înființare și anual	2,20	0,42	3,06	0,59	0,17	7,1	50	12,1	3,37	17,5	92	17,5	0,79
Martor (N100 P50)	2,40	0,42	2,66	0,46	0,19	5,8	31	8,8	3,80	16,6	122	21,3	0,66
10 t/ha nămol la înființare + N100 P50	2,40	0,45	2,68	0,52	0,18	5,4	35	7,6	3,80	17,9	122	22,5	0,70
30 t/ha nămol la înființare + N100 P50	2,38	0,44	2,84	0,58	0,18	5,5	39	9,2	3,37	17,9	122	16,7	0,75
50 t/ha nămol la înființare + N100 P50	2,30	0,42	2,91	0,58	0,17	5,4	39	11,7	3,80	18,7	117	17,5	0,62
70 t/ha nămol la înființare + N100 P50	2,22	0,42	3,01	0,60	0,18	7,5	45	11,3	3,80	19,2	110	15,9	0,83
10 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	2,53	0,39	2,70	0,47	0,18	5,4	38	8,8	3,80	15,5	96	18,8	0,67
30 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	2,41	0,55	2,87	0,48	0,17	5,0	38	9,6	3,80	15,8	118	26,7	0,74
50 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	2,43	0,42	2,94	0,51	0,19	5,4	42	11,7	3,93	18,0	122	23,8	0,71
70 t/ha nămol la înființare și anual + N100 P50	2,24	0,40	3,04	0,50	0,18	7,9	50	11,7	3,80	20,8	123	20,0	0,83
DL 5 %	0,21	0,06	0,48	0,20	0,02	2,7	17	6,3	0,92	5,0	25	13,9	0,14
1 %	0,28	0,08	0,65	0,26	0,03	3,6	23	8,4	1,23	6,8	34	18,7	0,19
0,1 %	0,37	0,11	0,86	0,35	0,04	4,8	31	11,2	1,62	8,9	45	24,7	0,26



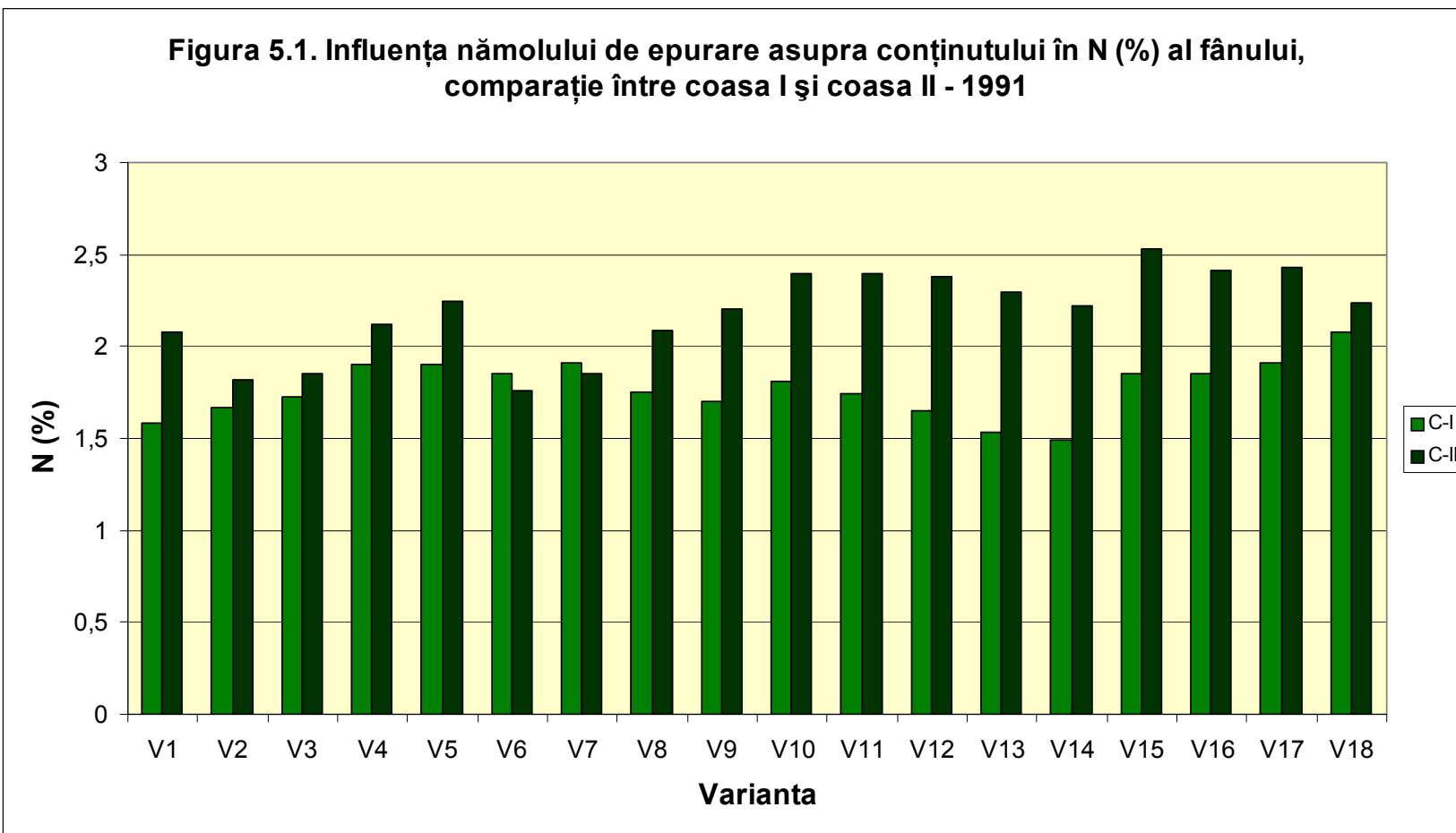
Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 52

Figura 5.1. Influența nămolului de epurare asupra conținutului în N (%) al fânului, comparație între coasa I și coasa II - 1991



6.1.4. Concluzii

- Nămolul rezultat de la epurarea apelor uzate orășenești determină creșterea producției de substanță uscată pe pajiștile temporare, numai când se administrează sub arătură la înființare și repetat în fiecare an, toamna, la suprafața pajiștii, fără aport de îngrășăminte chimice.
- Dozele mici de nămol (10 t/ha) nu influențează semnificativ producția de substanță uscată, indiferent de modul de administrare și varianta de fertilizare chimică.
- Pe fondul unei fertilizări moderate cu îngrășăminte chimice (N 100 P₂O₅ 50), nămolul, indiferent de doză, nu-și manifestă efectul semnificativ asupra producției pajiștilor.
- Din punct de vedere al producției de substanță uscată, este recomandabilă aplicarea nămolului în doze de 30 până la 70 T/ha, la înființarea pajiștii și repetat anual, fără îngrășăminte chimice.
- Analizele chimice (conținut de macroelemente și metale grele) efectuate la fân evidențiază faptul că nu se produc modificări asigurate statistic ale compoziției chimice (comparativ cu matorul nefertilizat cu nămol), în cazul aplicării dozelor de nămol până la 70 t/ha.

6.2. Efectul unor doze de compost din nămol de epurare asupra producției de raigras (*Lolium perenne* L.), calității acesteia și asupra solului

Acest studiu s-a realizat în casa de vegetație în perioada 1994-1996. S-a testat valoarea agronomică a unui compost urban (obținut din fermentarea aerobă a nămolului de epurare în amestec cu resturi vegetale) pentru specia *Lolium perenne* (raigras), utilizată de altfel ca plantă indicator în experimentări de acest gen de către numeroși cercetători, din țară și din străinătate, în scopul caracterizării toleranței față de metalele grele prezente în astfel de deșeuri urbane. Caracteristicile chimice ale compostului și ale solului utilizat pentru alcătuirea amestecurilor experimentate, sunt prezentate în *tabelul 6.18.*

Tabelul 6.18.

Compoziția chimică a compostului din nămol de epurare și a solului folosite în experimentări

Parametri	U.M.	Sol	Compost
Materie organică	%	4,90	42,15
pH apă		7,00	6,75
N total	%	0,17	0,92
P total	%	0,08	0,75
K total	%	0,90	0,90
Na total	%	-	0,70
Ca total	%	-	0,22
Mg total	%	-	0,42
Cu	ppm	24,5	200
Zn	ppm	85,0	540
Pb	ppm	45,0	67
Co	ppm	12,0	11
Ni	ppm	25,5	69,5
Mn	ppm	1005,0	59
Cr	ppm	57,5	1460
Cd	ppm	1,0	1,5
N-NH ₄	ppm	122,3	117,6
N-NO ₃	ppm	87,5	68,7

6.2.1. Rezultate privind producția de raigras

În anul 1994, an în care s-a instalat experiența, s-a urmărit efectul dozelor de compost (0, 5, 10 și 20 % g/g), în condițiile unei densități aparente realizată artificial în vasele de vegetație (1,03; 1,30 și 1,47 g/cm³), asupra producției de raigras precum și asupra calității acesteia, comparativ cu o variantă martor realizată pe sol cu aceleași densități.

Raigrasul a fost recoltat prin tăiere, la o înălțime de 2-3 cm față de nivelul amestecului din vasele de vegetație, la un interval de circa 40 zile. Anual s-au efectuat 3 recoltări, iar producția a fost exprimată în grame de substanță uscată pe vas (1 vas = o repetiție dintr-o variantă). Valorile exprimând cantitățile obținute au fost prelucrate statistic și s-au interpretat astfel:

Doza de compost a determinat realizarea unor producții mari la toate cele trei tăieri realizate în anul 1994 (tabelul 6.19. a, b, c), foarte semnificative din punct de vedere statistic, comparativ cu varianta martor (0 % compost urban).

Tabelul 6.19.

Influența dozei de compost din nămol de epurare asupra producției de raigras (1994)

a. prima tăiere

Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	13,92	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	15,63	1,70	112,27	12,67	***
V3: 10 % compost	16,92	3,00	121,54	21,54	***
V4: 20 % compost	16,83	2,90	120,89	20,89	***
	DL 5 % 0,57	DL 5 % 4,09			
	1 % 0,82	1 % 5,88			
	0,1 % 1,21	0,1 % 8,60			

b. a doua tăiere

Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	13,20	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	26,97	13,76	204,22	104,22	***
V3: 10 % compost	27,83	14,62	210,72	110,72	***
V4: 20 % compost	27,09	13,88	205,11	105,11	***
	DL 5 % 0,97	DL 5 % 7,34			
	1 % 1,39	1 % 10,52			
	0,1 % 2,05	0,1 % 10,50			

c. a treia tăiere

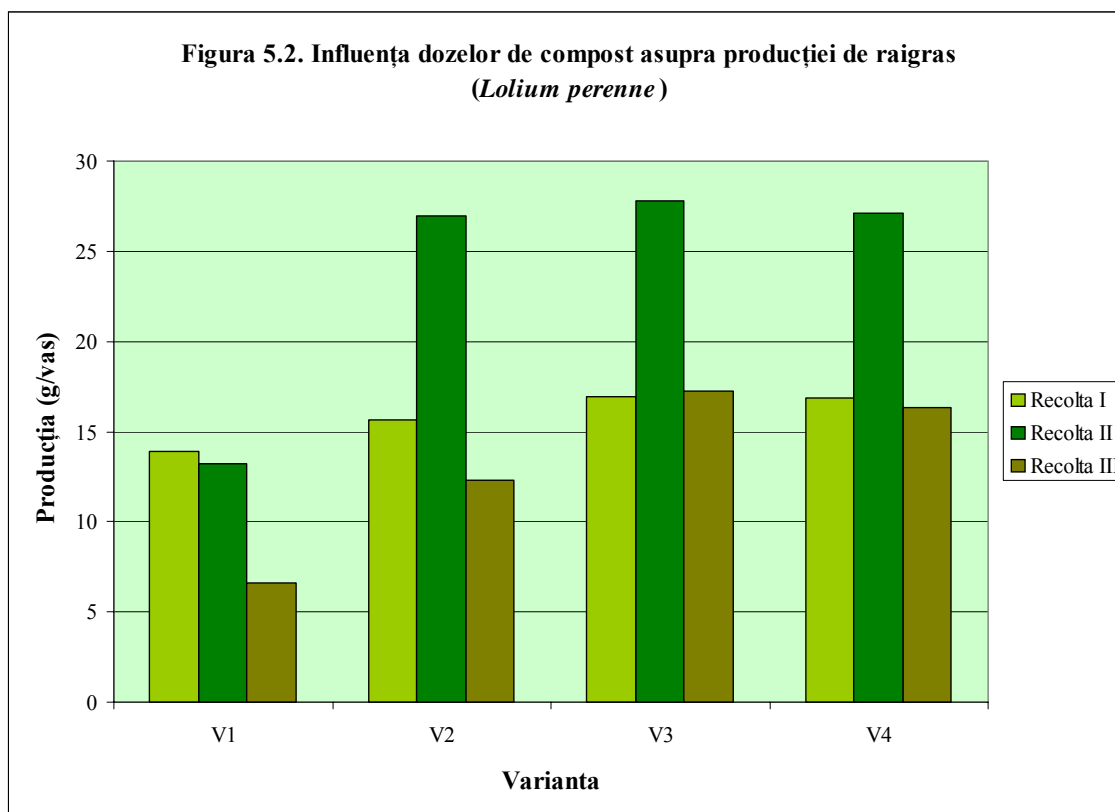
Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	6,60	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	12,30	5,69	186,25	86,25	***
V3: 10 % compost	17,26	10,65	261,28	161,28	***
V4: 20 % compost	16,30	9,69	246,65	146,65	***
	DL 5 % 0,61	DL 5 % 9,23			
	1 % 0,88	1 % 13,31			
	0,1 % 1,30	0,1 % 19,60			

La prima recoltare, producția cea mai ridicată s-a obținut la varianta cu 10 % compost, respectiv, 16,92 g/vas, față de 13,92 g/vas la varianta martor. La variantele cu 5 și 20 % compost, producția de raigras a fost de 15,63 respectiv 16,83 g/vas. Cel mai mare spor de producție a fost obținut la varianta 3, cu 10 % compost, respectiv 21,54 %, urmată de variantele 4 și 2, cu 20.89 % respectiv 12,67 %.

Cea de-a doua recoltare realizată în acest an s-au obținut producții mult mai ridicate. În timp ce la varianta martor, față de prima recoltare, producția a scăzut, la variantele tratate cu compost s-au realizat 27,83 g/vas la varianta tratată cu 10 % compost (V3), 27,09 g/vas la varianta cu 20 % compost și 25,97 g/vas la varianta cu 5 % compost comparativ cu 13,20 g/vas la martor. Sporul de producție cel mai important s-a realizat la varianta 3, respectiv 110,72 %, la variantele 4 și 2 realizându-se un spor de 105,11 %, respectiv 104,22 %.

La cea de-a treia recoltare producția a scăzut considerabil la varianta martor, dar în același timp și la variantele tratate cu compost. Totuși, aceasta a rămas foarte semnificativă din punct de vedere statistic la variantele tratate cu compost comparativ cu varianta martor, realizată pe sol. Astfel, din nou la varianta 3, cu 10 % compost, s-a realizat cea mai importantă producție de substanță uscată, respectiv 17,26 g/vas, iar la variantele 4 și 2, s-au realizat producții de 16,30 și 12,30 g/vas, comparativ cu 6,60 g/vas la martor. Sporul de producție cel mai mare a fost de 161,28 % la V3, iar la V4 și V2, sporul a fost de 146,65 și 86,25 %.

Este foarte evident că la cea de-a doua recoltare s-au realizat cele mai importante producții, iar la cea de-a treia recoltare, sporurile de producție, față de varianta mator, au fost, de asemenea, cele mai ridicate. La dozele de compost de 10 și 20 % s-au menținut producțiile cele mai mari de substanță uscată la fiecare recoltare (figura 5.2.).



Anid (1983), în experimentări cu doze diferite de compost din nămol de epurare, în vase de vegetație de 2 l, constată, la raigras, o producție de 1,49 g/vas la prima tăiere pentru doza de 10

% compost, 2,40 g/vas pentru doza de 20 %, iar pentru doza de 75 %, o producție de 6,27 g/vas. De remarcat că în experimentările sale, autorul a folosit un amestec de compost și nisip spre deosebire de experimentările noastre în care am folosit sol cu o anumită compoziție chimică, respectiv, o anumită fertilitate.

Vâjială și col. (1992), în experimentări realizate în casa de vegetație, folosind ca material fertilizant nămolul de epurare stabilizat, cu doze de aceeași mărime, în aceleași condiții de așezare a amestecului, "sol + nămol" în vasele de vegetație, constată, la ovăz, că producțiile cele mai ridicate se obțin la doza de 20 % nămol.

Dumitru și col. (1995), obține cele mai mari producții de ovăz, prin folosirea unei doze de 5 % nămol de epurare, în condițiile unui sol afânat.

Experimentările privind valoarea agronomică a compostului obținut din fermentarea aerobă a nămolului de epurare în amestec cu resturi vegetale, s-au continuat în anul 1995 au constatat în urmărirea **efectului remanent** al compostului asupra producției și calității acesteia la aceeași specie de plante, respectiv raigrasul. Amestecul de sol și compost introdus în vasele de vegetație în anul 1994, a fost extras din fiecare vas și reomogenizat, urmând apoi așezarea în vase, conform metodei de lucru folosită în experimentări, iar apoi s-a semănat raigras.

Datele privind efectul remanent al dozelor de compost urban asupra producției de substanță uscată, obținută la fiecare din cele trei recoltări efectuate în anul 1995, sunt prezentate în *tabelul 6.20. a, b și c.*

La prima recoltare, ca și la cea de-a treia, producția de raigras a fost corelată pozitiv cu doza de compost. Astfel s-au obținut 6,72 g/vas în V2, 8,98 g/vas în V3 și 11,50 g/vas în V4, față de 3,91 g/vas în varianta martor, la prima recoltare și 5,65 g/vas în V2, 7,40 g/vas în V3 și 8,90 g/vas în V4, față de 3,62 g/vas în V1, la cea de-a treia recoltare.

La cea de-a doua recoltare, producția obținută, atât la varianta martor cât și la variantele tratate cu compost urban, a fost mult mai mare, iar varianta cea mai bună a fost cu 10 % compost aplicat în anul precedent, respectiv 17,71 g/vas față de 8,10 g/vas în V1, 12,21 g/vas în V2 și 15,41 g/vas în V4.

În ceea ce privește sporurile de producție, cele mai mari s-au realizat în varianta la care s-au aplicat doze de 10 și respectiv 20 % compost urban.

Ca și în anul în care s-a urmărit efectul direct al compostului asupra producției de raigras, respectiv 1994, și în cel de-al doilea an (1995) de experimentare, de urmărire a efectului remanent al acestuia, producția obținută la cea de-a doua recoltare a fost cea mai însemnată (*figura 5.3.*).

Tabelul 6.20.

Influența dozei de compost din nămol de epurare asupra producției de raigras (1995)

a. prima tăiere

Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	3,91	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	6,72	2,80	171,70	71,70	***
V3: 10 % compost	8,98	5,06	229,36	129,36	***
V4: 20 % compost	11,50	7,58	293,61	193,61	***

DL 5 %	0,61	DL 5 %	14,57
1 %	0,88	1 %	22,46
0,1 %	1,30	0,1 %	33,10

b. a doua tăiere

Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	8,10	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	12,21	4,10	150,66	50,66	***
V3: 10 % compost	17,71	6,60	181,50	81,50	***
V4: 20 % compost	17,41	7,30	190,13	90,13	***

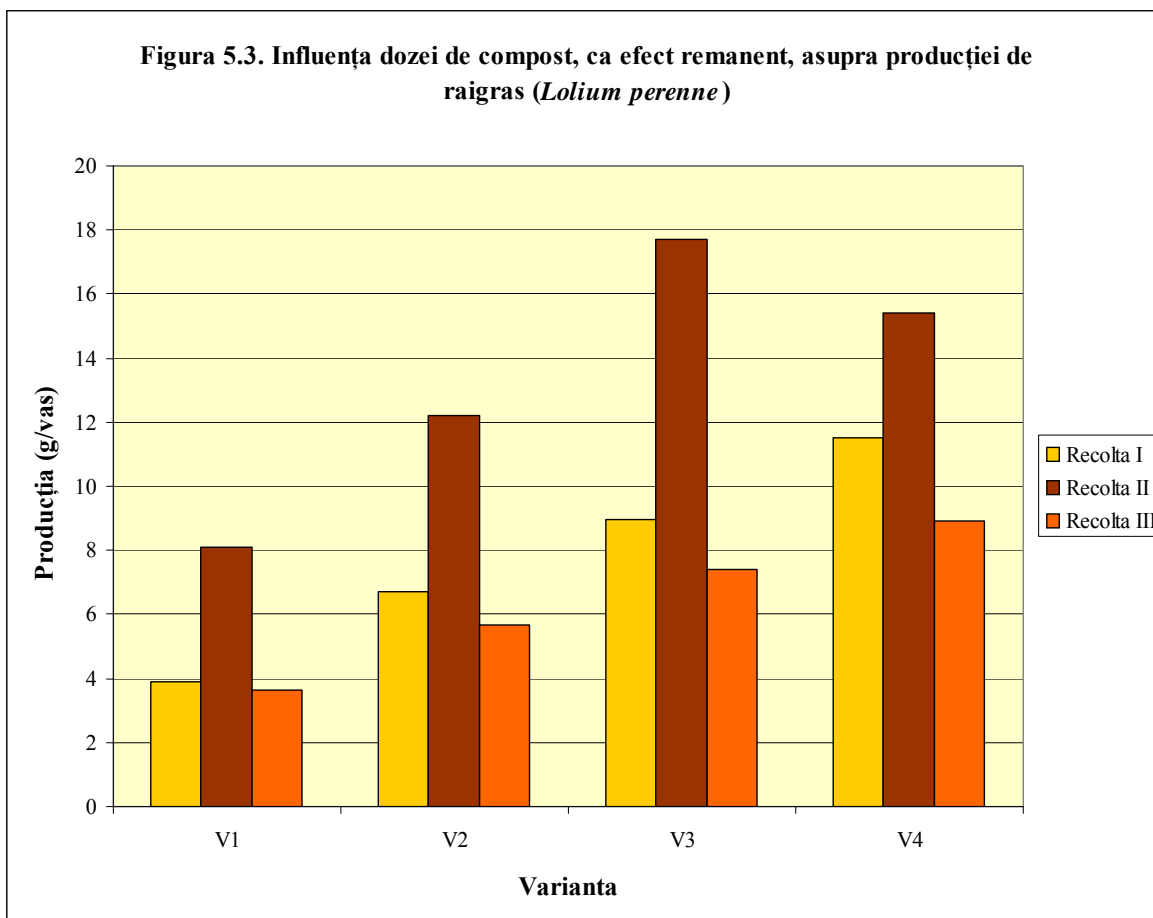
DL 5 %	0,79	DL 5 %	9,74
1 %		1 %	14,05
1,14		0,1 %	20,70
0,1 %	1,68		

c. a treia tăiere

Varianta	Producția (g/vas)	Diferența (g/vas)	Producția (%)	Diferența (%)	Semnificația
V1: 0 % compost (Martor – sol)	3,62	0,00	100,00	0,00	Mt
V2: 5 % compost	5,65	2,03	156,09	56,09	***
V3: 10 % compost	7,40	3,77	204,13	104,13	***
V4: 20 % compost	8,90	5,27	245,89	145,51	***

DL 5 %	0,22	DL 5 %	6,06
1 %	0,32	1 %	8,82
0,1 %	0,47	0,1 %	12,90

Figura 5.3. Influența dozei de compost, ca efect remanent, asupra producției de raigras (*Lolium perenne*)



Este important de relevat, totuși, efectul remanent al acestui tip de compost. Literatura de specialitate apreciază că acest efect remanent se poate prelungi până la 3 ani în funcție și de dozele utilizate. Dar, având în vedere caracteristicile chimice ale compostului, respectiv prezența unor cantități importante de metale grele în deșeurile din care provin, este preferabil să se utilizeze doze care să nu conducă la acumularea unor conținuturi poluante la nivelul solului care putea avea efecte dăunătoare în lanțul trofic.

Pentru a caracteriza efectul compostului din nămol de epurare, folosit în aceste cercetări, asupra calității producției de raigras, în recoltările realizate s-au efectuat probe medii pe fiecare variantă, amestecând iarba uscată obținută din cele 4 repetiții. Pentru aceasta s-a tocat iarba, la dimensiunea de circa 1 cm și s-a amestecat pentru omogenizarea pe variantă. Din cantitatea de iarbă, așezată într-un strat de 2-3 cm și având o formă regulată, s-au efectuat, manual mai multe prelevări alcătuind o probă medie pentru fiecare variantă.

Analizele chimice s-au efectuat pentru prima și pentru cea de-a treia recoltare, constând în determinarea conținutului în macroelemente totale și a conținutului în metale grele totale. În acest material nu se prezintă decât aspecte legate de acumularea metalelor grele în plantele de raigras.

Acumularea metalelor grele în plantele de raigras

Aplicarea unor doze crescânde de compost urban, provoacă acumularea, în sol și prin urmare în plante, a unor cantități importante de metale grele. Pentru a caracteriza efectul compostului, provenind din fermentarea aerobă a nămolului de epurare cu resturi vegetale utilizat în experimentările realizate în casa de vegetație la raigras, asupra gradului de asimilare de către plante a metalelor grele, s-au efectuat analize chimice pe probe de plante provenind din prima și din cea de-a treia recoltare. Acestea se referă la conținutul plantelor în Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Mn, Cr și Cd.

Rezultatele analizelor chimice efectuate la plantele de raigras, pentru prima și pentru cea de-a treia recoltare efectuate în anul **1994** privind conținutul plantelor de raigras în metale grele, sunt prezentate în *tabelele 6.21. și 6.22.* De remarcat că, unele dintre aceste metale constituie elemente esențiale pentru nutriția minerală a plantelor (Mn, Zn, Cu etc., după Dhaese, 1970; Ni, după Loué, 1993).

Tabelul 6.21.

Conținutul în metale grele (ppm) al plantelor de raigras cultivat în vase de vegetație pe amestecuri de sol și compost din nămol de epurare – recolta 1/1994

Nr. var.	Tratamentul		Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Cr	Cd
	D.C.U. 4 (%)	D.A.5 (g/cm ³)								
1.	0	1,03	11,0	37,8	33,3	2,3	12,5	121,5	7,3	0,00
2.	0	1,30	11,0	37,3	36,0	1,8	9,5	121,5	7,3	0,00
3.	0	1,47	10,3	41,0	27,7	1,5	8,3	61,8	5,0	0,00
4.	5	1,03	12,3	40,8	29,8	2,5	10,5	55,3	7,8	0,00
5.	5	1,30	11,3	42,8	27,3	2,8	10,5	54,3	7,0	0,00
6.	5	1,47	10,5	36,8	30,8	2,5	8,0	55,5	6,0	0,00
7.	10	1,03	12,3	44,0	27,1	2,3	10,3	62,5	7,3	0,00
8.	10	1,30	12,0	46,5	27,5	2,8	10,3	40,3	7,8	0,00
9.	10	1,47	11,3	48,3	20,8	2,8	8,0	37,8	5,0	0,00
10.	20	1,03	12,5	48,3	19,0	2,5	9,0	46,0	7,0	0,00
11.	20	1,30	12,0	47,8	22,5	2,5	9,3	39,5	7,3	0,00

12.	20	1,47	11,8	48,5	21,3	2,8	6,5	39,5	5,8	0,00
-----	----	------	------	------	------	-----	-----	------	-----	------

Tabelul 6.22.

Conținutul în metale grele (ppm) al plantelor de raigras cultivat în vase de vegetație pe amestecuri de sol și compost din nămol de epurare – recolta 3/1994

Nr. var.	Tratamentul		Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Cr	Cd
	D.C.U. 6 (%)	D.A.7 (g/cm ³)								
1.	0	1,03	6,50	40,38	14,38	3,00	17,00	151,2	17,13	0,25
2.	0	1,30	6,38	40,25	13,75	2,75	16,13	142,8	15,75	0,25
3.	0	1,47	6,38	35,25	12,38	2,50	14,50	138,6	16,88	0,25
4.	5	1,03	6,75	47,63	12,50	3,00	15,00	102,3	15,25	0,25
5.	5	1,30	6,88	40,13	10,88	2,50	12,50	95,1	12,25	0,25
6.	5	1,47	6,88	37,13	12,50	2,75	11,50	64,3	11,13	0,25
7.	10	1,03	6,62	35,50	11,00	2,63	11,50	100,2	17,50	0,25
8.	10	1,30	7,13	42,50	12,38	3,00	11,63	77,2	14,63	0,25
9.	10	1,47	7,38	41,75	11,63	2,50	11,38	77,2	15,88	0,25
10.	20	1,03	9,75	42,38	12,50	3,25	12,38	58,8	13,88	0,25
11.	20	1,30	10,00	38,38	12,88	3,13	10,75	57,5	9,38	0,25
12.	20	1,47	9,63	43,00	12,88	3,13	11,75	47,8	11,13	0,25

Cuprul:

După Graham (1981), citat de Loué (1993), cuprul are ritmurile de absorbție cele mai reduse dintre toate elementele esențiale. El este absorbit de către plante în cantități foarte mici, conținuturile substanței uscate fiind în general cuprinse între 2 și 20 ppm.

Plantele de raigras cultivate în experimentări au avut, la prima recoltă, conținuturi cuprinse între 10,5 și 12,5 ppm, valorile de peste 11,0 ppm fiind înregistrate la variantele tratate cu compost din nămol de epurare, iar la variantele netratate (martor), conținuturile au fost cuprinse între 10,3 și 11,0 ppm. La cea de-a treia recoltă conținuturile plantelor de raigras în Cu au scăzut destul de mult, comparativ cu prima recoltă, fiind cuprinse între 6,38 și 6,50 la variantele martor și 6,63 și 10,00 la variantele tratate cu compost. La variantele tratate cu 20 % compost din nămol de epurare s-au înregistrat conținuturile cele mai ridicate, la această a treia recoltare, respectiv 9,63 -10,00 ppm.

Anid (1983), în experimentări realizate în casa de vegetație, folosind doze de compost urban (compost din nămol de epurare) de la 0 la 75 %, constată, la plantele de raigras cultivate pe substraturile realizate, conținuturi în Cu cuprinse între 6,6 ppm (martor) și 8,3 ppm (20 % compost urban), la prima recoltă, iar la cea de-a doua recoltă au fost cuprinse între 8,12 și 10 ppm, pentru aceleași variante.

După Dhaese – 1979, conținuturile normale ale plantelor în Cu sunt cuprinse între 5 și 15 ppm, iar peste 20 ppm conținuturile devin fitotoxice.

Zincul:

La prima recoltare în anul 1994 plantele de raigras au avut un conținut în Zn cuprins între 37,3 și 40,1 ppm la variantele netratate cu compost urban, iar la variantele tratate valorile au fost cuprinse între 36,8 și 48,5 ppm. La cea de-a treia recoltă, conținuturile plantelor în Zn au fost relative asemănătoare fiind cuprinse între 35,25 și 40,38 ppm, la variantele martor și între 35,50 și 47,63 ppm, la variantele tratate cu compost urban.

Anid (1983), contată, la raigras, conținuturi în Zn cuprinse între 30 și 34 ppm, la prima recoltă, iar la cea de-a doua conținuturi cuprinse între 54 și 83 ppm, pentru doze de compost urban de la 0 la 20 %, cele mai mari valori înregistrându-se la dozele mari.

Așa cum s-a apreciat și în cazul studiului la tomate privind agronomică a compostului urban, respectiv conținutul plantelor în metale grele, și în cazul raigrasului, în experimentările noastre, s-a constatat un conținut relativ ridicat în plante al acestui element mineral. După Trocme – 1960, Coic și Coppernet – 1989, citați de Loue (1993), conținutul obișnuit în Zn al gramineelor de pajiști este cuprins între 20 și 30 ppm.

Având în vedere că în experimentări s-au folosit un compost al cărui conținut inițial în Zn a fost de 540 ppm, față de 3000 ppm cât reprezintă limita maximă admisibilă pentru acest element în deșeurile urbane ce pot fi valorificate pe solurile agricole (Norme AFNOR-Franța, Norme ICPA-România), iar solul cu un conținut de 85 ppm, față de 300 ppm, se poate spune că plantele au acumulat, totuși cantități relativ mari de Zn în anul 1994, când s-a instalat experiența și s-au aplicat dozele de compost.

Plumbul:

Spre deosebire de prima recoltă când conținuturile plantelor de raigras în Pb au fost situate între 19,0 și 36,0 ppm, la cea de-a treia recoltă acestea au scăzut la valori cuprinse, în general între 11,00 și 14,38 ppm.

După Dhaese – 1979, conținuturile normale în Pb ale plantelor sunt cuprinse între 2 și 14 ppm. Deci, la prima recoltă realizată, în anul 1994, plantele au atins niveluri ridicate ale acestui element mineral.

Solul folosit în experimentări a avut inițial un conținut în Pb de 45 ppm, iar compostul un conținut în același element de 67 ppm.

Anid – 1983, remarcă conținuturi în Pb la plantele de raigras recoltate din experiențele realizate cu compost urban, cuprinse între 2,6 și 5,1 ppm, chiar în condițiile în care doza de compost urban a fost de 75 %.

Cobaltul:

Literatura de specialitate citează ca normale conținuturi ale substanței uscate din plante cuprinse între 0,02 și 0,5 ppm Co.

Loué (1993) apreciază că, cea mai mare parte dintre specii asimilează mai puțin de 1 ppm Co (raportat la substanța uscată). Doar câteva specii foarte rare pot acumula cantități foarte ridicate de Co fără semne de toxicitate, cu conținuturi de sute de ori mai mari față de alte specii în aceleași condiții de vegetație. Astfel *Nyssa sylvatica* acumulează până la 1000 ppm Co, în sud-estul Statelor Unite (Duvigneaud et al., 1959, citat de Loué, 1993), iar *Crotalaria cobalticola*, care crește în apropierea minelor de Cu din Zair, bogate în Co, acumulează 500-800 ppm Co, astfel de plante servind ca indicatori ai disponibilității solurilor în Co (Comhaire, 1968, citat de Loué, 1993).

Plantele de raigras au asimilat cantități de Co cuprinse între 1,5 și 2,8 ppm, la prima recoltă, iar la cea de-a doua cantități cuprinse între 2,5 și 3,13 ppm. Conținutul solului și al compostului urban realizate în experimentările noastre au fost de 11 respectiv 12 ppm.

Se pare că nu există, în general legături nete între conținutul solurilor în Co total și cel al ierburilor (Loué – 1993).

Nichelul:

Conținutul în Ni al plantelor de raigras a fost cuprins între 8 și 12 ppm, la prima recoltă, iar la cea de-a doua între 10,75 și 17,00 ppm.

Nichelul este considerat ca unul dintre elementele minerale neesențiale pentru plante ale cărui conținuturi normale se situează între 0 și 8 ppm (Dhaese – 1979), dar totodată este considerat ca un nou oligoelement (Loué – 1993).

Anid – 1983, la aceleași doze de compost urban (0,10 și 20 %), constată că plantele de raigras acumulează între 4,7 și 9 ppm Ni la prima recoltă, iar la a doua între 13,5 și 17,2 ppm.

După Impens – 1992, nichelul este toxic la concentrații foarte reduse (40 ppm). Simptomele sunt de cloroză internervurală și marginală a frunzelor, cu mici puncte necrotice, comparabile cu cele ale unei cerințe în Mn.

Manganul:

Conținuturile în mangan ale solului și ale compostului urban, utilizate în experimentări, au fost de 1005 și respectiv 508,7 ppm. Plantele cultivate pe amestecurile de sol și compost, au acumulat cantități de Mn cuprinse între 37,3 și 121,5 ppm la prima recoltă, iar la a treia între 47,8 și 151,2 ppm. De remarcat că în variantele martor, realizate pe sol, plantele au acumulat cele mai importante cantități de Mn, respectiv 61,8-121,5, la prima recoltă și 138,5-151,2 la a doua recoltă. Manganul este unul dintre elementele minerale esențiale pentru nutriția minerală a plantelor, ale cărui conținuturi normale în plante pot fi de 25-225 ppm (Dhaese – 1979).

După Trocme – 1960, Coic și Coppernet – 1989, citați de Loué (1993) conținuturile gramineelor de pajiști în Mn sunt cuprinse între 50 și 150 ppm.

Sutton și col. (1958), *citat de Loué (1993)*, au arătat că toxicitatea Mn la lucernă poate fi ridicată în condiții de foarte mare luminozitate. Toxicitatea Mn a fost relevată în Noua Zeelandă la pajiști. Lucerna s-a dovedit mai puțin tolerantă la exces decât trifoiul alb și decât raigrasul. Nivelurile critice de toxicitate, capabile să reducă randamentele cu 10 % au fost de 340, 570, 1100 ppm Mn (raportat la substanța uscată) pentru lucernă, trifoi alb și raigras. Cromul:

Acest element mineral a avut o evoluție ascendentă de la prima la cea de-a treia recoltă. Astfel plantele de raigras au avut conținuturi cuprinse între 5,0 și 7,8 ppm la prima recoltă, cu deosebiri foarte mici între variante, iar la cea de-a treia recoltă conținuturi cuprinse între 9,38 și 17,50 ppm. Dhaese – 1979, apreciază ca normale conținuturi de Cr în plantele de raigras cuprinse între 0 și 0,5 ppm, iar mai mult de 1,3 ppm se consideră a fi toxic.

Compostul utilizat în experimentările noastre a avut un conținut în crom peste limitele admisibile pentru deșeurile ce se valorifică prin încorporare în solurile agricole, respectiv 1940 ppm față de 1000 ppm (Norme AFNOR). Prin urmare conținuturile ridicate în Cr ale plantelor de raigras pot fi interpretate ca o consecință a prezenței lui excesive în compostul urban, iar mineralizarea treptată a acestuia a făcut ca la cea de-a treia recoltă să aibă conținuturi mult mai mari decât la prima.

Cadmiul:

La prima recoltă plantele de raigras practic nu au acumulat cadmiu. La cea de-a treia recoltă, însă s-au constatat conținuturi constante de 0,25 ppm Cd în plantele de raigras.

Dhaese – 1979, apreciază ca normale, pentru plantele de raigras, conținuturi în Cd cuprinse între 0 și 0,5 ppm, iar peste 100 ppm, conținuturi toxice.

În anul **1995** s-a urmărit efectul remanent al compostului urban nu numai asupra realizării producției dar și în ceea ce privește efectul asupra calității acesteia procedându-se de aceeași manieră ca și în anul precedent pentru recoltarea probelor și efectuarea analizelor chimice. Datele privind rezultatele analizelor chimice efectuate pentru prima și a treia recoltă sunt prezentate în *tabelele 6.23. și 6.24.*

Cuprul:

La prima recoltă conținutul în cupru al plantelor de raigras a fost, în general cuprinse între 4,50 și 6,00 ppm, mai redus decât cel constat la aceeași recoltă realizată în anul anterior, 1994. La cea de-a treia recoltă, realizată în anul 1995, s-au înregistrat conținuturi mult mai ridicate în cupru la plantele de raigras, respectiv 9,75 – 11,75 ppm la variantele martor, iar la variantele la care s-a aplicat compost urban în anul 1994, conținuturile plantelor în Cu au crescut aproape proporțional cu doza de compost aplicată.

Este foarte important de remarcat că în acest al doilea an de experimentări, când s-a urmărit efectul remanent al dozelor de compost aplicate în anul precedent s-a produs mobilizarea unei cantități importante de cupru astfel încât, la cea de-a treia recoltă, plantele au atins conținuturile descrise mai sus.

Tabelul 6.23.
Conținutul în metale grele (ppm) al plantelor de raigras cultivat în vase de vegetație pe amestecuri de sol și compost din nămol de epurare – recolta 1/1995

Nr. var.	Tratamentul		Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Cr	Cd
	D.C.U.8 (%)	D.A.9 (g/cm ³)								
1.	0	1,03	5,0	55,25	34,75	2,75	10,00	220,5	5,25	0,62
2.	0	1,30	5,25	53,75	30,25	2,50	11,50	153,7	7,25	0,65
3.	0	1,47	4,50	48,50	30,50	2,50	9,75	119,0	5,75	0,70
4.	5	1,03	5,50	68,50	30,75	2,00	8,25	87,5	5,75	0,70
5.	5	1,30	5,00	69,25	32,00	2,50	9,75	76,7	4,75	0,85
6.	5	1,47	6,00	54,25	33,50	2,00	6,50	64,0	4,00	0,72
7.	10	1,03	5,71	73,75	32,75	2,50	10,00	49,0	5,00	0,92
8.	10	1,30	4,75	65,25	29,25	2,50	9,00	54,7	5,75	0,75
9.	10	1,47	4,50	68,75	29,25	2,75	10,00	58,2	6,75	0,75
10.	20	1,03	5,00	71,00	28,50	3,00	9,25	35,2	6,00	0,77
11.	20	1,30	5,50	72,25	28,00	2,75	9,50	43,5	5,50	0,70
12.	20	1,47	5,25	61,00	27,25	3,00	8,75	34,0	4,75	0,55

Tabelul 6.24.
Conținutul în metale grele (ppm) al plantelor de raigras cultivat în vase de vegetație pe amestecuri de sol și compost din nămol de epurare – recolta 3/1995

Nr. var.	Tratamentul		Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Cr	Cd
	D.C.U. (%)	D.A. (g/cm ³)								
1.	0	1,03	11,75	83,5	279,75	5,25	22,25	235,0	14,0	0,50
2.	0	1,30	10,00	87,3	40,25	5,00	31,50	274,5	15,5	0,48
3.	0	1,47	9,75	73,5	25,75	4,50	22,25	231,5	16,25	0,45
4.	5	1,03	12,00	94,7	33,00	5,00	25,50	134,5	17,00	0,53
5.	5	1,30	11,75	83,5	34,75	4,25	20,75	111,5	11,25	0,50
6.	5	1,47	12,75	86,75	26,75	4,75	19,25	137,5	8,75	0,50
7.	10	1,03	13,00	98,50	36,75	4,75	17,75	65,0	8,25	0,48
8.	10	1,30	13,25	92,75	32,25	5,00	21,00	52,2	7,00	0,50
9.	10	1,47	13,75	94,25	31,75	4,50	18,30	68,2	6,50	0,55
10.	20	1,03	16,75	109,25	33,75	4,75	16,25	37,5	6,50	0,55
11.	20	1,30	17,50	106,50	30,25	4,50	14,75	42,0	5,50	0,50
12.	20	1,47	14,75	122,75	34,00	4,50	22,25	47,2	5,25	0,60

Zincul:

Spre deosebire de anul 1994, în anul 1995 conținutul în zinc al plantelor de raigras a fost mult mai ridicat atât la prima cât și la cea de-a treia recoltă. Astfel valorile conținuturilor au fost cuprinse, în general între 48,50 – 73,75 ppm la prima recoltă și 73,5 – 122,75 la cea de-a treia recoltă, tendința fiind de creștere proporțional cu doza de compost urban aplicată în anul precedent.

Zincul este un element mineral esențial (oligoelement) care devine toxic pentru plante la diferite niveluri ale conținutului acestuia în soluri și la diferite concentrații în plante în funcție de specie. În general conținuturi în plante de peste 400 ppm devin anormale dar nu se pot fixa praguri de toxicitate.

Pot apare dezechilibre nutriționale și s-a demonstrat că în țesuturile plantelor diminuează conținuturile în P și Fe (Adriano et al.- 1971, citați de Loué – 1993). Deasemenea au fost descrise, de diferiți autori, simptome care corespund mai ales unei cloroze ferice. Amendarea solurilor cu produse pe bază de Ca este susceptibilă de a frâna absorbția excesivă a Zn.

Plumbul:

Atât la prima cât și la a treia recoltă efectuate în anul 1995, conținutul în plumb crește, respectiv între 27,25 și 34,75 ppm și între 25,75 și 40,25 ppm. Totodată, la a treia recoltă, față de prima, există o fluctuație a conținuturilor în plumb de la o variantă la alta.

În experiențele realizate în casa de vegetația privind forme ale unor metale grele și gradul de acumulare al acestora în plante (ridichii de lună), Gabriela Neață (1994), constată conținuturi de 41 ppm și 80,5 ppm în plantă, când solul a fost tratat cu 50 și respectiv 100 ppm PbCl₂ și conținuturi cuprinse de 42 ppm și 79 ppm, când solul a fost tratat cu 50 și respectiv 100 ppm Pb SO₄.

Dhaese –1979, constată că producția de raigras scade cu 20 % atunci când concentrația în plumb depășește 16 ppm.

Cobaltul:

La cea de-a treia recoltă plantele au acumulat Co în cantități duble față de prima recoltă, respectiv de la 4,25 la 5,25 ppm față de 2,00 – 3,00 ppm.

Aceasta evidențiază o mobilizare (biodisponibilizare) importantă a cobaltului din amestecurile de sol și compost urban pe care au fost cultivate plantele.

Nichelul:

La prima recoltă, plantele de raigras a avut conținuturi în Ni cuprinse între 6,50 și 11,50 ppm, valorile fiind asemănătoare celor înregistrate la prima recoltă efectuată în anul 1994. La cea de-a doua recoltă s-au înregistrat conținuturi cuprinse între 16,25 și 31,50 ppm, valorile fiind invers corelate cu doza de compost urban și aplicată în anul precedent.

Manganul:

Atât la prima recoltă cât și la cea de-a doua s-au înregistrat conținuturi ridicate în Mn la plantele de raigras, valorile fiind cuprinse între 34,0 și 220,5 ppm și 37,5 și 274,5 ppm. La doze mari de compost urban cantitatea de mangan asimilată de către plante a fost mai mică.

Cromul:

Cantitatea de crom asimilată de către plantele de raigras a avut valori cuprinse între 4,00 – 7,25 ppm la prima recoltă și 5,25 – 17,00 ppm, la cea de-a treia recoltă, la aceasta din urmă constatându-se valori foarte ridicate ale conținuturilor în Cr în variantele realizate pe sol și în cele cu doza de 5 % compost urban.

Cadmiul:

La prima recoltă conținuturile în Cd al plantelor de raigras au fost cuprinse între 0,55 și 0,92 ppm față de 0,48 – 0,62 ppm la cea de-a treia recoltă. Practic, în anul 1995, la prima recoltă s-au înregistrat conținuturile cele mai mari în Cd, în anul 1994, pentru aceeași etapă de recoltare conținuturile fiind 0,00 ppm. Față de limitele normale ale acestui element mineral în polantele de raigras (0,5 ppm), conținuturile înregistrate în anul 1995 sunt destul de ridicate dar nu fitotoxice (>100 ppm, după Dhaese – 1979).

În anul care a urmat aplicării compostului urban, respectiv 1995, s-a produs de fapt o deblocarea a Cd, ca și în cazul altor metale grele (Cu, Co, etc.) fapt ce a condus la concentrațiile remarcate mai sus și care caracterizează efectul remanent al unora dintre elementele minerale prezente în compostul urban, precum cadmiul.

6.2.2.Efectul compostului urban asupra solului

Rezultatele analizelor chimice efectuate pe probe medii de sol pe variante, la sfârșitul ultimului ciclu de vegetație sunt prezentate în *tabelul 6.25*.

S-a constatat că în urma aplicării unor doze crescânde de compost urban, conținutul solului în humus după 2 ani de cultură a fost cuprins între 2,40 – 2,55 % la variantele realizate pe sol netratat și 3,29 – 6,46 % la variantele care au primit de la 5 la 20 % compost urban.

Conținutul solului în azot total a fost, de asemenea, influențat de aplicarea compostului urban, valorile înregistrate fiind cuprinse între 0,20 – 0,23 ppm la variantele cu sol netratat și 9,21 – 0,30 la variantele la care s-a aplicat compost urban.

Fosforul total analizat pentru solul din vasele de vegetație a avut valori reduse în variantele netratate, respectiv 0,063 - 0,083 %, iar în variantele în care s-a aplicat compost urban s-a constatat o creștere relativ proporțională cu doza de compost aplicată, respectiv valori de la 0,081 la 0,187 %.

În ceea ce privește pH-ul, în variantele netratate a avut valori cuprinse între 6,54 și 6,94.

În variantele care au primit compost urban reacția soluției solului a trecut în domeniul neutru spre slab alcalin.

Conținutul solului în metale grele la sfârșitul perioadei destinată studiului efectului compostului urban asupra plantelor și asupra solului a fost în limitele normale citate în literatura de specialitate.

Excepție a făcut zincul, care în varianta la care s-au aplicat 20 % compost urban și în condițiile unei densități aparente de 1,30 g/cm³, a avut un conținut de 316 ppm, peste limitele admise în solurile agricole, respectiv 300 ppm. De asemenea, conținuturile în crom au depășit limitele admise, situându-se, în variantele la care s-a aplicat compost urban în doze de 10 și 20 %, între 168,0 și 277,5 ppm, față de 150 ppm.

6.2.3. Concluzii (1994-1995)

- Rezultatele prezentate, mai ales pentru primul an de experimentare a compostului provenind din fermentarea aerobă a nămolului de epurare în amestec cu resturi vegetale, evidențiază un efect foarte favorabil al acestuia asupra randamentului la raigras.
- Dozele de compost urban utilizate în experimentări, respectiv 5,10 și 20 % au permis o foarte bună aprovizionare a plantelor cu elemente minerale comparativ cu martorul nefertilizat. În anul 1994 s-au realizat producții foarte mari de substanță uscată la cea de-a doua recoltă, respective, 26,97 g/vas pentru doza de 5 %, 27,09 g/vas pentru doza de 20 % și 27,83 g/vas pentru doza de 10 %. Efectul remanent al compostului a fost remarcabil în anul 1995, pentru toate cele 3 doze aplicate anterior realizându-se producții foarte semnificative față de martor. Nivelul cel mai ridicat al producției s-a realizat, de asemenea, la cea de-a doua recoltă dar, în raport cu anul 1994 valorile au foarte apropiate de cele obținute la recolta a III-a din acest an, respectiv 12,21 g/vas pentru doza de 5 %, 15,41 g/vas pentru doza de 20 % și 17,71 g/vas pentru doza de 10 %.
- Microelementele, respectiv metalele grele au fost disponibile pentru plante în cantități foarte mari mai ales în anul 1995 când s-a urmărit efectul remanent al compostului. S-au depășit conținuturile normale în plantele de raigras la zinc, plumb, cobalt, nichel și crom. Totuși nu s-au constatat fenomene de fitotoxicitate. Cadmiul a fost aproape nedisponibil pentru plante în anul 1994 dar, în anul 1995 acestea au putut asimila până la 0,92 ppm totuși valori aflate sub limitele de fitotoxicitate, respectiv 100 ppm la raigras (după Dhaese – 1979).
- Cu excepția cuprului și a plumbului care s-au găsit în sol în forme ușor asimilabile pentru plante încă de la începutul ciclului de vegetație din anul 1994, toate celelalte metale grele s-au regăsit în plante în concentrații ridicate la cea de-a treia recoltă, deci spre sfârșitul perioadei de vegetație. Totodată se poate aprecia că doza de compost cea mai mare, respectiv 20 % cu unele excepții (nichel, mangan și crom) a influențat favorabil conținutul în metale grele a plantelor. Prin urmare subliniem, și în acest caz, că doza de compost ce

se încorporează în sol trebuie calculată în funcție de conținutul solului și a compostului în metale grele.

- Calitatea de material fertilizant a compostului urban a fost dovedită și în aceste condiții, iar punerea lui în valoare la o specie din familia gramineelor perene poate orienta spre a utiliza nu numai pe anumite tipuri de pajiști dar și în cadrul unor spații verzi. Aceasta cu atât mai mult cu cât, în observațiile efectuate s-a constatat o refacere rapidă a plantelor după recoltare.
- Valorificarea acestui tip de compost urban pe pajiști artificiale impune restricții din punct de vedere al epocii și modului de aplicare astfel încât, în condițiile în care pajiștile sunt exploatate prin pășunat să nu fie afectate animalele. Astfel compostul urban poate fi aplicat pe terenuri destinate pajiștilor artificiale sub arătura adâncă pentru a evita un contact direct al animalelor cu materialul aplicat și pentru a preveni eventuale accidente.
- Valorificarea compostului urban în anumite spații verzi, respectiv parcuri, scuaruri, zone de agrement, poate fi o soluție favorabilă de punere a lui în valoare fără a dăuna animalelor, omului și mediului înconjurător în general.
- Este remarcabil și efectul remanent al compostului urban producției de raigras, ceea ce ar putea satisface, pe o perioadă de cel puțin doi ani, necesarul de elemente minerale pentru o pajiște sau un spațiu verde.
- Pentru a nu se pune problema acumulării excesive a metalelor grele în solul agricol sau în plantele cultivate, trebuie să se utilizeze un compost ale cărui conținuturi în aceste elemente minerale se încadrează în limitele admisibile pentru astfel de deșeuri urbane ce pot fi reciclate prin valorificare pe terenurile agricole.



Tabelul 6.25.
Influența aplicării unor doze crescânde de compost urban asupra caracteristicilor chimice ale solului

Var.	pH	N %	P %	Humus %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	6,54	0,200	0,083	2,55	22,0	69,7	72,0	30,5	49,5	713,5	84,5	0,70
2.	6,75	0,210	0,073	2,40	21,0	63,0	67,0	28,5	44,5	691,5	81,5	0,60
3.	6,64	0,230	0,063	2,45	18,5	52,0	61,5	26,5	40,0	640,0	69,5	0,50
4.	7,52	0,210	0,081	3,71	30,5	101,0	80,0	28,0	49,5	683,0	99,5	0,55
5.	7,23	0,220	0,083	3,54	32,0	94,5	69,5	28,5	47,5	673,0	109,0	0,50
6.	7,18	0,220	0,099	3,29	25,0	83,5	71,0	27,5	45,0	636,5	139,5	0,50
7.	7,42	0,230	0,114	4,54	32,0	111,5	67,0	27,0	47,5	612,5	168,0	0,60
8.	7,35	0,240	0,114	3,88	31,5	106,5	68,0	26,0	44,5	582,0	167,5	0,55
9.	7,23	0,270	0,099	4,57	39,0	112,5	80,5	26,5	49,5	616,0	185,5	0,45
10.	7,35	0,300	0,156	6,00	51,5	189,0	87,0	27,0	54,0	621,5	257,5	0,50
11.	7,47	0,300	0,178	6,36	52,5	316,5	86,0	28,0	54,0	611,5	267,0	0,55
12.	7,47	0,270	0,187	6,46	58,5	229,0	90,1	25,5	54,5	566,5	277,5	0,50

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 67

6.3. Cercetări privind translocarea metalelor grele provenind din compostul din nămol de epurare folosit ca material fertilizant pentru solurile agricole, în sistemul sol-plantă

Cercetările au fost efectuate în anul 1998- 2000 și au continuat o serie de experimentări realizate în anii anteriori privind eliminarea în mediul înconjurător a reziduurilor urbane, respectiv nămolul rezultat de la stațiile de epurare a apelor uzate respectând mediul înconjurător în ansamblul său. Aceste cercetări au avut următoarele obiective: reciclarea reziduurilor organice urbane (nămoluri de la stațiile de epurare a apelor uzate) prin folosirea lor în stare de “**compost**” la fertilizarea solurilor agricole; obținerea unor producții de calitate sub aspect chimic pe solurile pe care se aplică acest tip de compost.

A. Cercetări realizate în anul 1998

6.3.1. Material și metodă

Cercetările s-au efectuat pe sol brun roșcat în solarii acoperite cu polietilenă.

Pentru început s-a experimentat la o cultură de tomate, ciclul I, iar în continuare, după recoltarea acestora, s-a urmărit efectul remanent al fertilizării cu compost din nămol de epurare, în special translocarea metalelor grele, la o cultură succesivă de ridichi.

Procesul de compostare a constat din realizarea unui amestec de nămol de epurare și resturi vegetale (paie de cereale, vreji de leguminoase, tulpini de porumb și tutun, etc.) în raport de 1/5. Materialul a fost așezat în vrac cu înălțimea și lățimea de 1,2 m iar procesul de compostare a durat 3 luni. În această perioadă s-a urmărit evoluția temperaturilor în interiorul amestecului, pe adâncimile de 0,40 și 0,75 m. Conform temperaturilor înregistrate, procesul s-a desfășurat la parametrii normali care caracterizează fermentarea aerobă, temperaturile ajungând treptat la valori de 68-70° C permițând descompunerea materiei organice prin intermediul micro-organismelor care se dezvoltă în masa de material supus compostării. În literatura de specialitate se apreciază că la temperaturi diferite acționează specii diferite de micro-organisme, iar procesul de compostare atinge o cotă maximă la temperaturi cuprinse între 60 și 70 ° C la care rolul cel mai important îl au bacteriile termofile. Cota maximă de temperatură corespunde fazei în care are loc descompunerea maximă a materiei organice, după aceasta urmând fazele de răcire și maturare a compostului.

Compoziția chimică a compostului (*tabelul 5.26.*), determinată prin analizele de laborator ale probelor de compost recoltate înainte de aplicarea și încorporarea în sol, îl caracterizează ca un material fertilizant cu valoare agronomică ridicată:

- ▶ Conținut ridicat în materie organică (peste 43 %);
- ▶ Conținutul în macrolelemente (N, P, K), mai mare decât al gunoiului de grajd;
- ▶ Conținut relativ ridicat în metale grele, dar sub Limitele Maxime Admisibile (L.M.A.), cu excepția cromului datorită apelor uzate industriale, care se colectează la canalele generale de evacuare a apelor uzate ale orașului, și a căror încărcătură metalică ridicată este explicată prin lipsa stațiilor de pre-epurare sau ineficiența acestora.

Compostul a fost aplicat la sol și încorporat în toamna anului 1997, în doze de: 30 t/ha (V2), 50 t/ha (V3), 70 t/ha (V4) și 90 t/ha (V5). S-a organizat o variantă V1 (martor) cu 50 t/ha gunoi de grajd.

Experiențele au fost monofactoriale, organizate după metoda în blocuri cu 4 repetiții cu o suprafață de 125 m².

Tabelul 6.26.

Compoziția chimică a compostului din nămol de epurare și resturi vegetale

Nr. probei	N %	P %	K %	Na %	Ca %	Mg %	M.O. %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	1.84	1.01	0.62	0.14	0.47	0.20	47.03	366.0	601.0	188.5	13.5	88.0	1005.5	1727	3.0
2.	1.61	0.87	0.74	0.11	0.31	0.20	43.42	295.0	566.0	198.0	14.5	80.0	990.0	1725	2.9
3.	1.96	1.07	0.59	0.11	0.48	0.20	44.47	355.0	606.5	259.5	14.0	93.0	999.5	2140	3.05
LMA								500	2000	300	50	100	1200	500	10

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 69

În timpul perioadei de vegetație s-au efectuat următoarele determinări:

La cultura de tomate s-au efectuat determinări cantitative (creșterea și fructificarea, producția medie, masa medie a fructelor) și analize chimice: conținutul în macrolelemente și în metale grele al plantelor de tomate (rădăcină, tulpină, frunze și fructe).

6.3.2. Rezultate obținute

La cultura de tomate

Datele privind determinările cantitative efectuate (creșterea și fructificarea, producția medie, masa medie a fructelor, etc.) permit următoarele aprecieri:

Utilizarea compostului din nămol de epurare ca material fertilizant a avut un efect favorabil general privind creșterea și dezvoltarea culturii de tomate și implicit privind realizarea producției.

Din datele prezentate în *tabelul 6.27.* reiese că înălțimea plantei de tomate, numărul de inflorescențe pe plantă, numărul de fructe pe plantă și masa medie a fructelor (g) au fost favorabil influențate de folosirea compostului din nămol de epurare în toate variantele, comparativ cu varianta martor. S-au înregistrat creșteri ale acestor indici, în general proporționale cu creșterea dozei de compost aplicat.

Tabelul 6.27.

Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra creșterii și fructificării tomatelor (valori medii pe plantă)

Varianta	Înălțimea plantei (cm)	Nr. de inflorescențe	Nr. de fructe	Masa medie a fructului (g)
V1 – 50 t/ha gunoi de grajd (martor)	1,30	42	17,6	87,04
V2 – 30 t/ha compost	1,38	4,7	21,0	81,23
V3 – 50 t/ha compost	1,44	4,5	18,1	88,90
V4 – 70 t/ha compost	1,49	4,8	17,9	93,33
V5 – 90 t/ha compost	1,51	5,1	19,7	80,66

Numărul de inflorescențe și de fructe este superior martorului mai ales la dozele de 90 t/ha și la 30 t/ha.

Masa medie a fructelor (*figura 5.4.*) variază invers proporțional cu numărul de fructe fiind inferioară martorului (87,04 g) la dozele de 90 și 30 t/ha compost și superioară la dozele de 50 și 70 t/ha (88,9 g și respectiv 93,33 g).

Producția totală a fost superioară martorului la toate variantele fertilizate cu compost, cu sporuri de 6 – 16 % (*figura 5.5.*).

Producția medie la tomate a evoluat pe o curbă ascendentă în raport cu doza de compost, atingând valoarea maximă la varianta la care s-au aplicat 70 t/ha compost, respectiv 65 t fructe, comparativ cu 55,8 t fructe la martor. La V5 (90 t/ha compost) producția de tomate a înregistrat o ușoară scădere față de celelalte doze.

Dinamica recoltărilor (*tabelul 5.28.*) evidențiază influența favorabilă a fertilizării cu compost asupra timpurietății. Pe primul loc se situează varianta V4 la care, în lunile iunie și iulie, s-au înregistrat producții superioare martorului cu 30%, respectiv 15%.

Fig. 5.4. Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra masei medii a fructelor de tomate

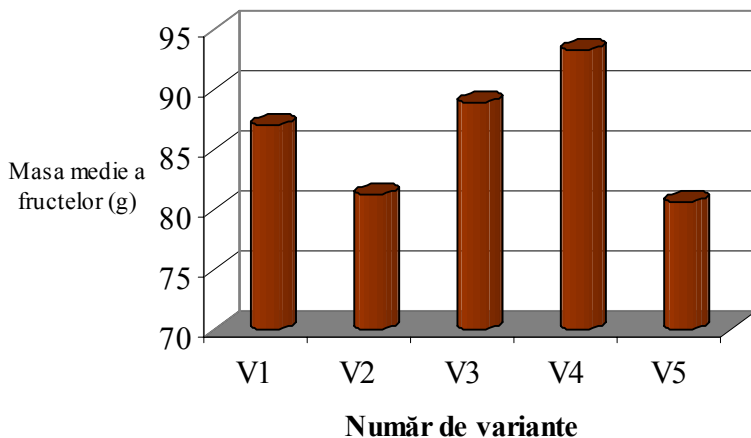
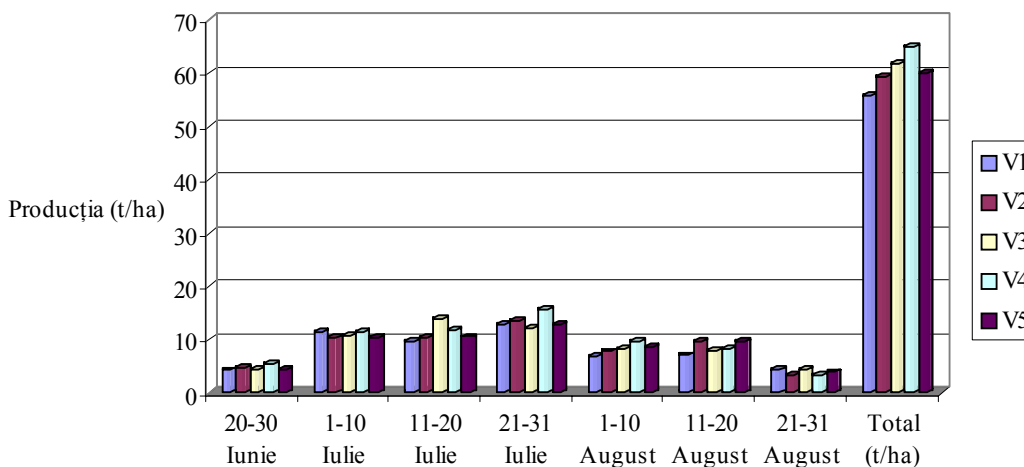


Fig. 5.5. Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra dinamicii producției de tomate (t/ha)



Producția totală a fost superioară matorului în toate variantele fertilizate cu compost, cu creșteri între 6-16 %;

Producția medie de tomate a avut o creștere proporțională cu doza de compost aplicată, cu cea mai mare valoare în V4 (70 t/ha compost) realizându-se 65 t/ha fructe comparativ 55,8 t/ha la mator. În V5 (90 t/ha compost) producția de tomate a înregistrat o ușoară scădere față de celelalte variante (figura 5.6.).

Tabelul 6.28.
Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra dinamicii recoltărilor la tomate (t/ha)

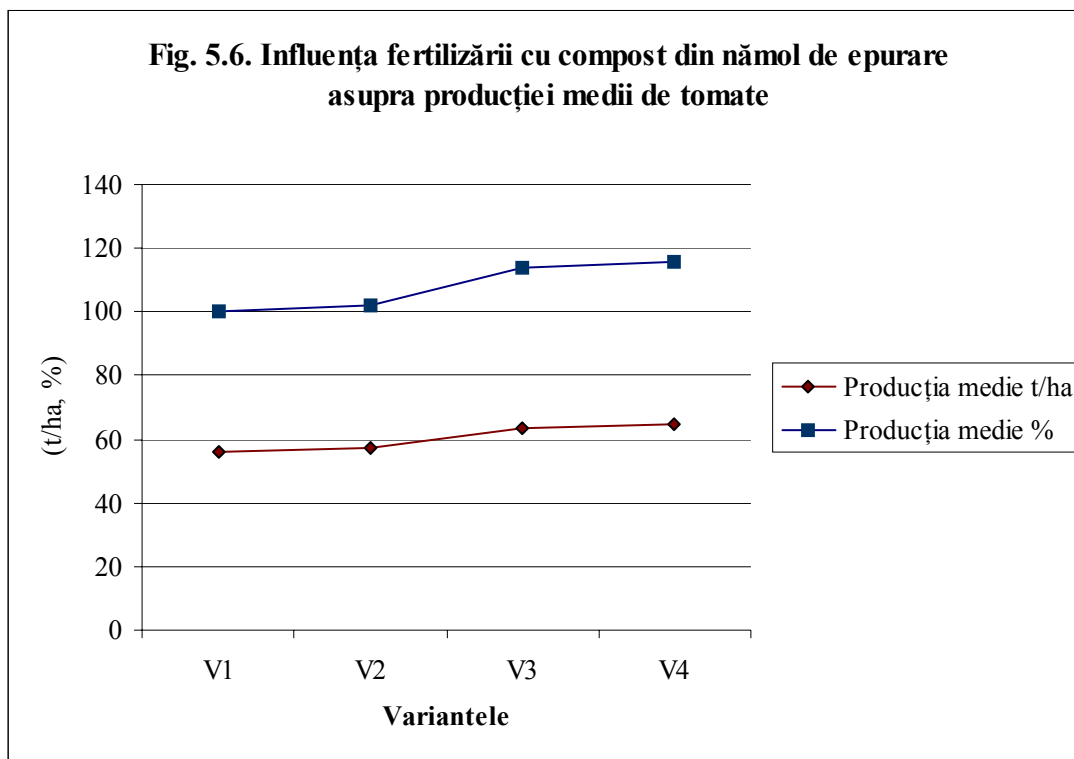
Varianta	Luna și decada							Total (t/ha)	%
	ianie	iulie			august				
	20-30	1-10	11-20	21-31	1-10	11-20	21-31		
V1 – 50 t/ha gunoi de grajd (martor)	4,175	11,433	9,670	12,660	6,688	7,000	4,225	55,851	100
V2 – 30 t/ha compost	4,670	10,376	10,500	13,348	7,705	9,500	3,355	59,454	106
V3 – 50 t/ha compost	4,512	10,723	14,000	12,020	8,230	7,805	4,357	61,647	110
V4 – 70 t/ha compost	5,433	11,415	11,696	15,570	9,600	8,100	3,270	65,084	116
V5 – 90 t/ha compost	4,270	10,380	10,508	12,930	8,435	9,516	3,830	59,870	107

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 72



În urma determinărilor chimice, respectiv conținutul în macroelemente și în metale grele al plantelor de tomate (rădăcină, tulpină, frunze și fructe) au rezultat date care permit următoarea interpretare:

Aplicarea dozelor de 30 până la 90 t/ha compost din nămol de epurare a avut o influență diferită privind conținutul în macroelemente și metale grele al frunzelor de tomate :

- ▶ Conținutul de potasiu a crescut proporțional cu cantitatea de materie organică;
- ▶ Conținutul în N, Mg și Ca a scăzut, probabil datorită unei activități mai intense a microorganismelor ca urmare a creșterii dozelor de compost, care împiedică acumularea de cantități mari de elemente minerale în plante ;
- ▶ Valorile conținutului în Ca au fost mai mari decât cele menționate de anumiți autori în literatura de specialitate (3,20-5,70 %. Gouny și Huguet, *citați de D. Davidescu. 1972*).

Conținutul în metale grele al frunzelor de tomate a crescut odată cu doza de compost în ceea ce privește Cu, Zn, Pb, Ni, Mn, Cr, și a rămas aproape constant în Co și Cd (*tabelul 6.29.*).

În comparație cu frunzele de tomate, schimbările privind compoziția chimică a fructelor au înregistrat o intensitate mai slabă (*tabelul 6.30.*):

- ▶ Conținutul în fosfor a scăzut odată cu creșterea dozei de compost;
- ▶ Conținutul în azot a rămas aproape constant, neschimbat datorită dozei de compost aplicat dar, în toate cazurile, superior față de varianta la care s-a aplicat gunoi de grajd ;
- ▶ Conținutul în metale grele în variantele fertilizate cu compost a fost superior variantei martor dar, mai mic față de LMA.

Raportând rezultatele obținute în urma analizelor chimice efectuate la rădăcini la cele obținute la tulpini rezultă următoarele (*tabelul 6.31.*):

- ▶ În majoritatea cazurilor, conținutul în macroelemente a crescut la plantele cultivate în variantele la care s-a aplicat compost comparativ cu varianta la care s-a aplicat gunoi de grajd (martor) ;
- ▶ În variantele fertilizate cu compost din nămol de epurare conținutul în azot total ca și cel în sodiu a fost mai mare în rădăcini decât în tulpini ;

- ▶ Conținutul în P, K, Mg, Ca, dimpotrivă a înregistrat valori mai mari în tulpini și nu în rădăcini, cu diferențe ne semnificative determinate de dozele de compost;
- ▶ Mai multe metale grele s-au acumulat în cantități mari în rădăcini comparativ cu tulpinile;
- ▶ S-a înregistrat de 2-4 ori mai mult Cu, Mn, Cr în rădăcini față de tulpini ;
- ▶ Excepție a făcut plumbul al cărui conținut a fost de 1,5-3 ori mai mic în rădăcini față de tulpini.

Aceste rezultate obligă la studii și experimentări aprofundate privind fiziologia plantei de tomate, metabolismul acesteia și compoziția diferitelor organe vegetative, în condițiile solului brun-roșcat din zona orașului București și ale aplicării compostului din nămol de epurare ca material fertilizant.



Tabelul 6.29.

Influența compostului asupra conținutului în macroelemente și metale grele al frunzelor de tomate (1998)

Nr.	Tratament	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	50 t/ha gunoi de grajd	3.34	0.40	2.65	0.08	0.53	10.00	7.75	15.50	41.5	6.00	12.2	37.5	6.2	1.15
2.	30 t/ha compost	3.55	0.40	3.05	0.06	0.34	7.70	8.00	17.00	39.0	5.80	10.0	32.2	6.7	1.15
3.	50 t/ha compost	3.00	0.39	3.15	0.05	0.41	9.27	9.75	19.25	49.5	6.00	13.7	42.2	9.5	1.13
4.	70 t/ha compost	3.31	0.41	3.34	0.05	0.40	9.32	10.00	19.25	54.2	6.75	13.5	40.0	9.2	1.13
5.	90 t/ha compost	2.96	0.44	3.79	0.05	0.37	7.80	9.75	22.25	88.5	6.75	21.5	44.2	21.5	1.25

Tabelul 6.30.

Influența compostului asupra conținutului în macroelemente și metale grele al fructelor de tomate (1998)

Nr.	Treatment	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	50 t/ha gunoi de grajd	1,25	0,50	4,39	0,04	0,17	0,48	3,75	10,0	7,0	3,7	4,5	10,0	2,7	0,53
2.	30 t/ha compost	1,80	0,75	7,04	0,03	0,26	0,67	8,75	18,5	10,5	4,5	5,2	17,2	3,7	0,70
3.	50 t/ha compost	1,99	0,60	5,62	0,04	0,21	0,60	7,75	18,7	9,0	5,2	4,2	17,5	3,0	0,65
4.	70 t/ha compost	1,92	0,60	5,87	0,05	0,24	0,72	5,75	15,7	8,5	4,5	4,0	14,5	3,0	0,73
5.	90 t/ha compost	1,92	0,47	4,52	0,04	0,18	0,59	6,50	14,7	7,2	4,0	3,2	14,2	3,0	0,73
LMA**)								15-20	200	3-10	5-10	30	-	3-10	1.0

* = compost din nămol de epurare și resturi vegetale

**) Sursa : Institutul de Cercetări pentru Pedologie și Agrochimie București

Tabelul 6.31.
Influența compostului asupra conținutului în macrolelemente și metale grele al tulpinilor și rădăcinilor de tomate la sfârșitul ciclului de vegetație

Nr.	Treatment	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
tulpini															
1.	50 t/ha gunoi de grajd	1,84	0,26	3,34	0,51	0,27	3,04	8,5	51,2	44,7	8,2	14,5	52,2	14,0	0,78
2.	30 t/ha c.n.e.r.v.*	1,26	0,34	3,45	0,34	0,39	4,39	6,5	56,0	25,5	6,5	9,2	22,7	5,7	0,95
3.	50 t/ha c.n.e.r.v.	1,33	0,38	3,66	0,41	0,46	5,26	9,7	33,5	79,0	6,7	13,2	34,0	6,5	0,85
4.	70 t/ha c.n.e.r.v.	1,33	0,37	3,91	0,37	0,30	3,77	6,7	85,5	32,2	7,0	12,7	39,0	12,2	0,80
5.	90 t/ha c.n.e.r.v.	1,48	0,42	4,17	0,49	0,46	5,20	7,7	71,5	43,0	8,0	12,7	32,7	10,7	0,80
rădăcini															
1.	50 t/ha gunoi de grajd	1,11	0,41	2,05	0,36	0,34	3,33	13,5	81,2	23,5	7,7	11,5	80,5	19,7	0,83
2.	30 t/ha c.n.e.r.v.	1,48	0,27	2,67	0,39	0,23	4,35	10,7	68,2	17,0	6,2	18,5	51,0	14,2	0,83
3.	50 t/ha c.n.e.r.v.	1,85	0,25	2,86	0,48	0,21	4,51	16,0	75,7	25,2	9,0	16,0	98,7	30,2	0,90
4.	70 t/ha c.n.e.r.v.	1,78	0,28	2,41	0,67	0,26	4,09	15,5	64,5	26,0	7,5	13,7	108,5	50,5	0,85
5.	90 t/ha c.n.e.r.v.	1,78	0,25	2,76	0,57	0,23	3,81	19,0	85,2	29,0	8,5	21,2	124,7	64,0	0,78

* = compost din nămol de epurare și resturi vegetale

B. Cercetări în anul 1999

Cercetările realizate au avut ca obiectiv obținerea de informații tehnologice în vederea valorificării în agricultură a compostului din nămol de epurare, precum și a unor elemente legate de translocarea în sistemul sol-plantă a metalelor grele.

Cercetările au fost efectuate în solarii acoperite cu folie de polietilenă, pe un sol brun-roscat.

S-a experimentat la o cultură timpurie de tomate și, în succesiv, pentru a urmări efectul remanent al ferilizării, la o cultura de ridichi.

Compostul utilizat s-a obținut prin fermentarea aerobă a nămolului de epurare a apelor uzate orășenești în amestec cu resturi vegetale (paie de cereale, tulpini de porumb, vreji de leguminoase, etc.). În timpul celor 3 luni de fermentare s-au efectuat două remanieri (amestecări) ale materialului supus compostării, la un interval de o lună.

În laborator, pe probe de compost, s-au determinat: distribuția după mărime a fracțiunilor grosiere și identificarea componentelor; conținutul în apă raportat la substanța uscată și umedă; conținutul în apă corespunzător coeficientului de higroscopicitate și echivalentului umidității, masa specifică, densitatea aparentă, porozitatea totală, rezistența la penetrare, permeabilitatea, capacitatea de reținere pentru apă.

Analizele chimice efectuate au fost:

- La sol: pH, materia organică, azot total, fosfor mobil, potasiu mobil, metale grele (Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Mn, Cr, Cd);

- La plantă (rădăcini, tulpini, fructe): conținutul în N, P, K, Na, Ca, Mg și metale grele.

Variantele experimentale au fost corespunzătoare de compost aplicate, respectiv de 30, 50, 70, 90 t/ha și un martor cu 50 t/ha gunoi de grajd. Toate variantele au fost realizate în 3 repetiții.

Pe baza rezultatelor de producție s-a calculat indicele de toleranță a culturii t_i după următoarea relație:

$$t_i = \frac{\text{producția în solul tratat}}{\text{producția în solul netratat}}$$

în care t_i poate avea următoarele valori și semnificații:

- $t_i = 1$ (nu există influență)
- $t_i > 1$ (efect favorabil)
- $t_i < 1$ (efect nefavorabil).

6.3.3. Rezultate obținute

Caracterizarea fizică a compostului. Distribuția după mărime a fracțiunilor grosiere a fost determinată prin cernere uscată, pe site cu diametrul de 5; 3,15; 0,25 mm.

A rezultat că dintr-un total de 1135 g compost, fracțiunea cu diametrul > 5 mm a reprezentat 300 g (26 %), având în componență și pietre, 44 g (15 %) și resturi vegetale, 5 g (2 %). Frațiunea 5-3,15 mm a fost reprezentată de o cantitate de 170 g (15 %) din masa totală, conținând și resturi vegetale, 23 g (14 %). Frațiunea cuprinsă între 3,15 și 0,25 mm a constituit 575 g din total (51 %), iar cea $< 0,25$ mm, 90 g (8 %).

Coeficientul de higroscopicitate și echivalentul umidității au fost determinați pentru fracțiunea cu diametru mai mic de 2 mm. Conținuturile de apă determinate pentru cei doi indici hidrofizici au fost de 20,8 % v/v și respectiv 51,9 % v/v, ceea ce arată că un asemenea material s-ar putea compara, din punct de vedere textural, cu un sol argilos.

Masa specifică, însoțită de influențată de compoziția minerală și organică, a fost determinată picnometric. S-a obținut o valoare medie de 1,82 g/cm³, ceea ce evidențiază faptul că în compoziția compostului există o cantitate mare de materie organică.

Densitatea aparentă a fost în medie de 0,68 g/cm³, deci compostul are o stare de așezare excesiv de afanată.

Porozitatea totală are valori ridicate, de 56 % v/v, ca o consecință a densității aparente foarte scăzute.

Rezistența la penetrare determinată a fost în medie de 12 kgf/cm², ca urmare a stării afânate și a porozității mari a compostului.

Permeabilitatea compostului a fost apreciată prin măsurarea conductivității hidraulice saturate, care a prezentat o valoare medie de 41 mm/h, deci foarte mare, tot ca o consecință a stării de așezare excesiv de afânate și a porozității mari.

Capacitatea de reținere pentru apă a fost apreciată prin determinarea conținutului de apă din compost la nivelul saturației (pFo) și la treapta de sucțiune corespunzătoare unui pF2. Valorile obținute au fost în medie de 72,4 % v/v și respectiv 57,0 % v/v, care sunt extrem de mari și evidențiază o capacitate excesivă de reținere pentru apă a compostului.

Caracterizarea chimică a compostului. În tabelul 6.32. se prezintă rezultatele analizelor chimice efectuate pe trei probe, la compostul obținut din nămol de epurare și resturi vegetale.

Compostul se caracterizează printr-un conținut ridicat de materie organică, un conținut moderat spre ridicat de elemente biogene (N,P,K), superior gunoiului de grajd și un conținut de metale grele relativ ridicat, însă sub limitele maxime admisibile, cu excepția cromului (explicația constă în faptul că industria nu beneficiază de stații de preepurare eficiente).

Efectul compostului asupra producției de tomate.

Producțiile totale de tomate au fost superioare matorului (50 t/ha gunoi de grajd) la toate variantele fertilizate cu compost, cu sporuri de 6-16 % (tabelul 6.33.). Se remarcă o creștere a producțiilor medii de tomate în corelație cu cantitatea de compost aplicată până la doza de 70 t/ha (65 t fructe/ha), după care, la doza de 90 t/ha, se remarcă o ușoară scădere a producției. Nivelul producțiilor reflectă influența fertilizării cu compost asupra mărimii medii a fructelor, la varianta cu doza cea mai mare de compost (90 t/ha) realizându-se fructe de dimensiuni mai mici. Calculul indicelui de toleranță a culturii de tomate la aplicarea diferitelor doze de compost a condus la obținerea următoarelor rezultate:

- ▶ La doza de 30 t/ha indicele de toleranță t_i a fost egal cu 1,09;
- ▶ La doza de 50 t/ha indicele de toleranță t_i a fost egal cu 1,14;
- ▶ La doza de 70 t/ha indicele de toleranță t_i a fost egal cu 1,20;
- ▶ La doza de 90 t/ha indicele de toleranță t_i a fost egal cu 1,11;

Valorile indicelui de toleranță t_i au depășit valoarea 1 la toate variantele la care s-a folosit compostul din nămol de epurare ceea ce caracterizează un efect favorabil al acestui material fertilizant asupra producției de tomate.

Efectul compostului asupra solului.

În urma aplicării dozelor compost din nămol de epurare s-au produs modificări ale compoziției chimice a solului după cum urmează (tabelul 6.34.):

- ▶ Valoarea pH a scăzut de la 7,49 (varianta nefertilizată) la 7,20 în cazul dozei de 90 t/ha compost;
- ▶ Conținutul în azot total s-a dublat în sol atunci când au fost aplicate doze de compost mai mari de 30 t/ha;
- ▶ Cantitatea de humus din sol a crescut prin aplicarea compostului ajungând să depășească cu 1 % matorul nefertilizat atunci când s-au aplicat 90 t/ha compost;
- ▶ Conținutul în metale grele a crescut în general prin aplicarea compostului fără însă să depășească limitele maxime admisibile, cu excepția cromului. Explicația constă în conținutul mare, în acest element, al compostului utilizat.

Efecte asupra plantei

În *tabelele 6.35. și 6.36.* se prezintă influența compostului din nămol de epurare asupra conținutului în macroelemente și metale grele în frunzele și fructele de tomate. Analizându-se datele din aceste tabele s-au putut face următoarele aprecieri:

- ▶ Prin încorporarea în sol a dozelor de compost (30-90 t/ha) translocarea în frunzele de tomate a unor macroelemente este influențată în mod diferit: conținutul de potasiu crește pe măsura măririi cantității de materie organică, în timp ce Mg, Ca și N înregistrează scăderi (este posibil ca odată cu aplicarea unor doze mari de compost în sol să se dezvolte o activitate mai intensă a microorganismelor, astfel încât să fie împiedicată acumularea elementelor nutritive în cantități mai mari în plantă); totuși la valorile conținutului în Ca sunt superioare celor citate de unii autori în literatura de specialitate (3,20-5,70 % - *Gonny și Hugnet, citati de Davidescu D., 1972*);
- ▶ Conținutul în metale grele al frunzelor crește odată cu doza de compost în cazul Cu, Zn, Pb, Ni, Mn, Cr și se menține aproximativ constant la Co și Cd;
- ▶ Comparativ cu modificările din frunze, cele din fructe sunt de mai mică intensitate și anume, există o tendință de scădere a P odată cu creșterea dozei de compost, în timp ce N se menține aproximativ constant, indiferent de doză, dar superior în toate cazurile variantei fertilizate cu gunoi de grajd;
- ▶ Conținutul în metale grele al fructelor de tomate la variantele fertilizate cu compost este în toate cazurile superior variantei fertilizate cu gunoi de grajd dar nu depășește LMA la nici o doză de compost; nu s-au remarcat diferențe prea mari de la o doză la alta.

La sfârșitul ciclului de vegetație au fost analizate chimic probe din tulpinile și rădăcinile plantelor de tomate (*tabelul 6.37.*), iar datele obținute permit următoarele interpretări:

- ▶ Comparativ cu tulpina, conținutul în N al rădăcinilor a fost mai mare, iar cel în P și K mai mic, la variantele fertilizate cu compost;
- ▶ P, K, Ca și Mg au valori destul de apropiate în tulpinile și în rădăcinile de tomate, nediferențiindu-se semnificativ în funcție de doza de compost; în majoritatea cazurilor conținuturile plantelor fertilizate cu gunoi de grajd sunt mai mici;
- ▶ Majoritatea metalelor grele s-au acumulat în cantități mai mari în rădăcină comparativ cu tulpina, în cazul Cu, Mn, Cr fiind de 2-4 ori mai mult în rădăcină; excepție face Pb al cărui conținut în rădăcină este de 1,5-3 ori mai mic.

După cultura de tomate s-a înființat o cultură succesivă de ridichi păstrându-se aceleași variante experimentale. La maturitatea de recoltare s-au ridicat probe de ridichi (partea comestibilă), care au fost analizate din punct de vedere al conținutului în metale grele (*tabelul 6.38.*). În toate cazurile valorile determinate au crescut prin fertilizarea cu compost dar au rămas sub LMA, cu excepția Pb unde se înregistrează depășiri la majoritatea variantelor. Poate fi semnalată și tendința de creștere a valorilor odată cu doza de compost la Zn, Mn, Cr, Cd.

Tabelul 6.32.
Compoziția chimică a compostului obținut din nămol de epurare și resturi vegetale (1999)

Numarul probei	Nt (%)	P (%)	K (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	MO (%)	Cu ppm	Zn ppm	Pn ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	1,96	0,98	0,72	0,10	0,51	0,16	49,10	355,0	589,5	190,0	15,0	90,1	990,8	1682	3,5
2.	1,88	1,01	0,74	0,11	0,49	0,18	46,35	312,5	596,9	200,5	15,5	86,5	1000,6	1700	3,1
3.	1,92	1,12	0,69	0,10	0,55	0,20	47,32	336,4	610,5	210,6	14,6	92,1	984,5	1950	3,6
LMA – forme totale^{*)}								500	2000	300	50	100	1200	500	10

*) Sursa : Institutul de Cercetari pentru Pedologie și Agrochimie București

Tabelul 6.33.
Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra producției timpurii și totală la tomatele cultivate în solar

Crt. Nr.	Tratament	Producția timpurie (t/ha)				Producția totală			
		t/ha	%	Diferența (t/ha)	Semnificația	t/ha	%	Diferența (t/ha)	Semnificația
1.	50 t/ha gunoi de grajd	10,37	100	-	-	39.21	100	-	-
2.	30 t/ha compost	13,64	131	3,27	-	42.83	109	3.62	-
3.	50 t/ha compost	17,42	168	7,05	**	44.65	114	5.44	**
4.	70 t/ha compost	19,05	184	8,68	***	46.90	120	7.69	***
5.	90 t/ha compost	13,28	137	2,91	-	43.57	111	4.36	*

DL

5 % = 4,40 t
1 % = 5,94 t
0,1 % = 7,88 t

DL

5 % = 4,06 t
1 % = 4,89 t
0.1 % = 5,54 t

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 80

Tabelul 6.34.

Influența compostului din nămol de epurare asupra conținutului de macroelemente și metale grele în sol la sfârșitul perioadei de vegetație

Nr. var.	Tratament	Adancimea (cm)	pH	Nt %	Humus (%)	P _{Al} ppm	K _{Al} ppm	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1,	Sol netratat	0-20	7,45	0,420	6,29	106,7	360	59,0	105,5	40,0	23,0	40,5	894,5	207,5	0,85
		20-40	7,58	0,380	3,70	80,6	315	45,0	99,0	35,5	24,0	36,0	727,5	179,5	0,80
2.	50 t/ha gunoi de grajd	0-20	7,51	0,420	5,89	100,1	600	58,5	113,0	50,0	22,0	42,0	1004,0	182,5	0,95
		20-40	7,64	0,340	4,14	81,0	490	46,0	110,0	44,5	23,0	41,0	1000,0	179,0	0,95
3.	30 t/ha compost	0-20	7,49	0,460	6,36	114,0	370	55,5	108,5	47,5	21,5	41,0	1141,5	210,0	0,85
		20-40	7,51	0,280	2,92	102,2	345	35,0	66,5	38,5	25,5	38,5	991,0	186,0	0,70
4.	50 t/ha compost	0-20	7,35	0,480	6,88	104,9	385	62,5	159,0	51,0	22,0	46,0	1023,5	293,5	1,00
		20-40	7,41	0,360	3,55	88,2	325	39,5	72,0	33,0	22,5	44,0	1000,5	182,5	0,95
5.	70 t/ha compost	0-20	7,36	0,360	6,26	101,3	385	69,0	147,0	57,5	21,0	49,0	1007,5	247,0	1,05
		20-40	7,44	0,280	2,90	79,7	325	38,5	99,5	34,5	23,5	46,5	993,5	190,0	0,95
6.	90 t/ha compost	0-20	7,32	0,490	7,57	103,8	370	65,5	161,0	55,5	17,0	47,5	998,5	269,5	1,10
		20-40	7,38	0,380	5,37	91,9	325	45,5	122,0	42,5	18,0	44,5	916,5	194,0	1,05
Limite Maxime Admisibile = LMA^{*)} (forme totale)								100	300	100	30	100	1000	100	3,0

*) Sursa : Institutul de Cercetari pentru Pedologie și Agrochimie București

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 81

Tabelul 6.35.

Influența compostului din nămol de epurare asupra conținutului de macroelemente și metale grele în frunzele și fructele de tomate

Nr. var.	Tratament	Nt %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
FRUNZE															
1.	Sol netratat	2.96	0.28	3.66	0.06	0.28	0.70	5.75	12.88	34.38	3.63	6.38	32.23	5.00	0.40
2.	50 t/ha gunoi de grajd	1.97	0.28	3.09	0.05	0.43	1.02	4.88	13.38	37.63	3.88	6.00	35.38	4.50	0.41
3.	30 t/ha compost	2.48	0.38	3.75	0.04	0.41	1.23	6.38	16.25	35.75	3.63	6.50	38.25	5.75	0.43
4.	50 t/ha compost	1.79	0.28	3.36	0.05	0.41	1.01	4.63	18.63	30.25	3.75	6.63	39.38	7.13	0.38
5.	70 t/ha compost	2.34	0.31	3.71	0.06	0.38	1.05	4.13	22.13	35.50	4.00	7.13	48.38	7.50	0.41
6.	90 t/ha compost	2.48	0.33	4.06	0.06	0.37	0.97	5.00	23.63	41.00	3.88	7.38	47.13	9.25	0.39
FRUCTE															
1.	Sol netratat	2.73	0.68	6.24	0.04	0.28	0.20	8.00	29.38	14.63	3.25	4.50	14.63	2.00	0.26
2.	50 t/ha gunoi de grajd	2.79	0.51	6.00	0.04	0.14	0.11	8.38	25.00	15.00	3.50	4.63	13.75	2.13	0.35
3.	30 t/ha compost	3.04	0.60	6.00	0.04	0.13	0.08	7.63	24.13	11.00	2.63	4.75	14.75	2.38	0.30
4.	50 t/ha compost	2.42	0.58	7.30	0.06	0.13	0.09	8.63	24.63	14.38	3.63	7.38	14.00	2.38	0.31
5.	70 t/ha compost	3.59	0.58	6.24	0.04	0.12	0.09	8.00	21.88	13.50	2.75	5.00	12.13	1.63	0.29
6.	90 t/ha compost	2.91	0.49	6.24	0.04	0.14	0.10	8.75	19.88	11.50	2.88	4.38	13.13	1.88	0.29
LMA								15-20	200	3-15	5-10	30	-	3-10	1.0

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 82

Tabelul 6.36.

Influența compostului din nămol de epurare asupra conținutului de macroelemente și metale grele în frunzele și fructele de tomate

Nr. var.	Tratament	Nt %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
FRUNZE															
1.	Sol netratat	3,89	0,31	3,11	0,21	0,56	1,15	7,50	20,75	39,50	5,57	8,75	41,75	7,75	0,63
2.	50 t/ha gunoi de grajd	4,09	0,33	3,37	0,14	0,58	1,12	7,75	21,00	43,00	6,00	8,75	42,25	7,25	0,70
3.	30 t/ha compost	2,48	0,59	2,41	0,14	0,44	1,25	6,00	15,00	69,25	4,50	8,00	30,50	8,00	0,45
4.	50 t/ha compost	3,06	0,27	2,41	0,14	0,51	1,09	7,50	56,50	81,50	5,75	10,00	46,25	7,75	0,65
5.	70 t/ha compost	3,41	0,27	2,72	0,14	0,52	1,11	6,25	61,25	70,25	5,50	9,50	47,50	6,50	0,73
6.	90 t/ha compost	2,55	0,26	3,31	0,14	0,58	1,17	6,50	59,25	74,00	5,00	9,00	47,00	6,50	0,58
FRUCTE															
1.	Sol netratat	3,00	0,78	9,59	0,10	0,35	0,39	8,75	41,0	13,75	3,88	6,13	22,50	1,13	0,45
2.	50 t/ha gunoi de grajd	3,65	0,49	8,80	0,07	0,37	0,70	7,50	45,6	13,75	4,00	5,13	22,13	1,50	0,46
3.	30 t/ha compost	2,42	0,79	9,45	0,10	0,37	0,36	9,50	46,5	13,50	3,63	5,75	20,13	1,50	0,43
4.	50 t/ha compost	2,61	0,73	9,74	0,07	0,39	0,36	10,00	48,0	15,63	3,63	6,00	23,25	1,00	0,44
5.	70 t/ha compost	2,19	0,77	9,62	0,08	0,34	0,37	9,13	48,0	16,00	3,63	4,75	23,13	1,25	0,46
6.	90 t/ha compost	4,74	0,89	9,74	0,07	0,42	0,36	9,88	50,9	16,00	3,38	3,63	23,25	1,75	0,49
LMA								15-20	200	3-15	5-10	30	-	3-10	1.0

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 83

Tabelul 6.37.

Influența compostului din nămol de epurare asupra conținutului de macroelemente și metale grele în rădăcinile de tomate

N° var.	Tratament	Nt %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	Sol netratat	1,87	0,27	2,00	0,07	0,13	2,47	11,75	53,75	10,00	2,50	5,0	28,5	7,5	0,325
2.	50 t/ha gunoi de grajd	1,33	0,30	1,44	0,05	0,11	2,84	17,25	58,28	13,25	2,75	3,5	40,7	6,7	0,350
3.	30 t/ha compost	1,98	0,29	1,62	0,06	0,11	2,71	20,25	59,25	16,75	3,00	17,7	75,7	7,2	0,450
4.	50 t/ha compost	2,11	0,33	1,49	0,06	0,11	3,12	17,00	195,00	26,50	3,50	16,0	76,2	16,0	0,500
5.	70 t/ha compost	2,26	0,29	1,94	0,07	0,14	2,89	26,75	119,25	28,25	4,50	18,0	151,7	52,0	0,550
6.	90 t/ha compost	2,33	0,33	2,12	0,07	0,16	2,75	28,00	158,00	27,50	3,25	16,0	164,7	59,5	0,500

Tabelul 6.38.

Influența compostului asupra conținutului în metale grele al ridichilor cultivate succesiv culturii de tomate (Remanența)

Nr.	Tratament	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
1.	50 t/ha gunoi de grajd	3.7	23.7	12.2	4.5	5.7	13.2	2.0	0.65
2.	30 t/ha compost	4.5	28.5	13.0	6.0	6.2	16.7	2.5	0.65
3.	50 t/ha compost	4.5	28.2	14.2	5.0	5.5	15.7	2.7	0.72
4.	70 t/ha compost	3.7	27.7	10.5	4.7	5.2	16.2	2.2	0.72
5.	90 t/ha compost	4.7	36.5	9.7	5.7	6.0	17.0	3.5	0.80
	LMA	15-20	200	3-10	5-10	30	-	3-10	1.0

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 84

C. Cercetări efectuate în anul 2000

Experiența a fost instalată în solarii acoperite cu folie de polietilenă pe sol brun roșcat. S-a experimentat pe o cultură timpurie de tomate, hibridul IH-50, pe o suprafață totală de 125 m².

Variantele experimentale au corespuns dozelor de compost administrate cu doi ani în urmă, luându-se în considerare doi martori după cum urmează:

- V1 - martor nefertilizat (sol);
- V2 - martor fertilizat cu gunoi de grajd bine fermentat - 50 t/ha;
- V3 - fertilizat cu compost din nămol de epurare - 30 t/ha;
- V4 - fertilizat cu compost din nămol de epurare - 50 t/ha;
- V5 - fertilizat cu compost din nămol de epurare - 70 t/ha;
- V6 - fertilizat cu compost din nămol de epurare - 90 t/ha.

S-au efectuat următoarele măsurători biometrice și analize chimice:

- Producția totală de tomate;
- Producția timpurie de tomate (până la sfârșitul lunii iunie);
- La sol: pH, materie organică, azot total, fosfor mobil, potasiu mobil, metale grele (Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Mn, Cr, Cd);
- La plantă (radăcini, tulpini, fructe): conținutul de N, P, K, Na, Ca, Mg și metale grele.

Efectul compostului asupra producției de tomate

În variantele în care s-a urmărit reamănța compostului din nămol de epurare producția totală de tomate a fost superioară celor doi martori (sol netratat și 50 t/ha gunoi de grajd) la toate variantele fertilizate cu compost, cel mai mare spor de producție obținându-se în varianta V5 (70 t/ha compost din nămol de epurare în reamănță), respectiv 120 % față de V1 și 111 % față de V2. Producția totală a fost semnificativă în variantele V3, V4 și V6 și distinct semnificativă în V5. Producția timpurie de tomate nu a depășit decât martorul V1 - sol netratat, sporul de producție fiind de 29 %. În celelalte variante, în care s-a urmărit efectul remanent al compostului din nămol de epurare, producțiile chiar au scăzut față de martorul netratat, iar martorul V2, reamănța gunoiului de grajd, a înregistrat cel mai mare spor la producția timpurie (*tabelele 6.39. și 6.40. și figura 5.7.*).

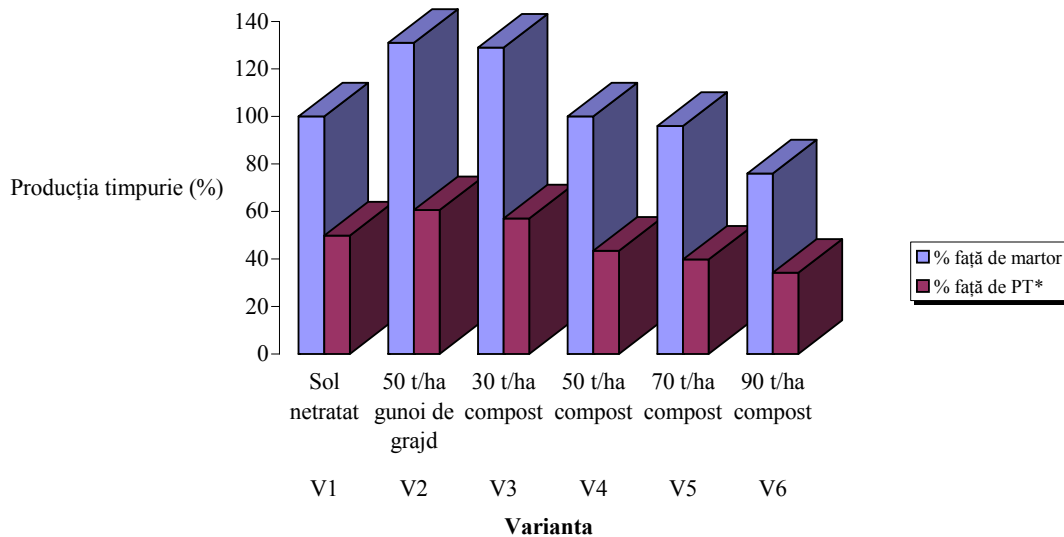
Tabelul 6.39

Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra producției la tomate

Nr. var.	Tratamentul	Producția totală		Producția timpurie*		
		t/ha	%	t/ha	% față de :	
					Mt.	Total
V1	Sol netratat	39,68	100	19,80	100	49,9
V2	50 t/ha gunoi de grajd	42,65	107	25,87	131	60,6
V3	30 t/ha compost	44,89	113	25,64	129	57,1
V4	50 t/ha compost	45,49	115	19,79	100	43,5
V5	70 t/ha compost	47,60	120	18,97	96	39,8
V6	90 t/ha compost	44,12	111	15,12	76	34,2

Tabelul 6.40
Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra producției de tomate (testul Student)

Nr. var.	Tratamentul	Producția totală		Producția timpurie*	
		t/ha	diferența	t/ha	diferența
V1	Sol netratat	39,68	-	19,80	-
V2	50 t/ha gunoi de grajd	42,65	2,97 ⁿ	25,87	6,07 ⁿ
V3	30 t/ha compost	44,89	5,21 [*]	25,64	5,84 ⁿ
V4	50 t/ha compost	45,49	5,81 [*]	19,79	0,01 ⁿ
V5	70 t/ha compost	47,60	7,92 ^{**}	18,97	0,83 ⁿ
V6	90 t/ha compost	44,12	4,44 ⁿ	15,12	4,68 ⁿ
	DL 5 %	= 5,029		DL 5 %	= 6,185
	DL 1 %	= 6,965		DL 1 %	= 8,566
	DL 0,1 %	= 9,609		DL 0,1%	= 11,818

fig. 5.7. - Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare asupra producției timpurii de tomate


Remanența dozelor compost din nămol de epurare și efectul asupra compoziției chimice a solului pot fi apreciate după cum urmează (*tabelul 5.41*):

- ▶ Valoarea pH s-a menținut în zona 6,93 - 7 la toate variantele;
- ▶ Conținutul în azot total cel mai ridicat s-a menținut la varianta V3 (30 % compost din nămol de epurare);
- ▶ Cantitatea de humus din sol a avut valori relativ mai mici în variantele fertilizate față de martorul netratat, dar foarte puțin evident;
- ▶ Conținutul solului în metale grele a atins valori mai mari față de martori în varietățile fertilizate anterior cu 50, 70 și 90 t/ha compost din nămol de epurare fără însă să depășească limitele maxime admisibile.

Efectul remanent al compostului asupra plantei

În *tabelele 6.42. și 6.43.* se prezintă efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra conținutului în macroelemente în frunzele și fructele de tomate. Analizându-se datele din aceste tabele s-a putut aprecia că:

- ▶ atât în frunzele cât și în fructele de tomate conținutul în N-total înregistrează valori mai mari în variantele fertilizate anterior cu compost din nămol de epurare existând tendința de creștere relativ proporțional cu dozele;
- ▶ în frunzele de tomate se înregistrează un conținut mai mare în fosfor, fără mari diferențe între variante și un conținut mai mic în potasiu dar constatându-se o creștere a acestuia proporțional cu dozele de compost;
- ▶ conținutul fructelor de tomate în fosfor este mai mic decât cel al frunzelor cu foarte mici diferențe între variante, iar cel în potasiu este mai mare decât cel al frunzelor existând aceeași tendință de creștere proporțională cu doza de compost.
- ▶ conținutul frunzelor de tomate în Ca s-a menținut la valori mari, ca și în anii precedenți, depășind conținuturile considerate normale (3,20-5,70 % - *Gonny si Hugnet, citati de Davidescu D., 1972*);
- ▶ conținutul în metale grele al frunzelor nu a mai înregistrat, ca și în anii anteriori creșteri evidente;
- ▶ Conținutul în metale grele al fructelor de tomate la variantele fertilizate cu compost este în toate cazurile superior variantei fertilizate cu gunoi de grajd dar nu depășește LMA la nici o doză de compost; nu sunt de remarcat diferențe prea mari de la o doză la alta (*tabelele 6.44. și 6.45.*).

La sfârșitul ciclului de vegetație au fost analizate chimic probe din rădăcinile plantelor de tomate (*tabelul 6.46.*), iar datele obținute permit următoarele interpretări:

- ▶ conținutul în N al rădăcinilor a avut valori asemănătoare între variante, iar cel în K a crescut în variantele fertilizate cu compost, cel mai mare fiind la 90 t/ha;
- ▶ majoritatea metalelor grele s-au acumulat în cantități mai mari în rădăcina plantelor de tomate comparativ cu frunzele și fructele analizate mai sus.

Tabelul 6.41.

Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra proprietăților chimice ale solului

Nr. var.	Tratamentul	Adâncimea (cm)	pH	Nt (%)	Humus (%)	P-AL (%)	K-AL (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
V1	Sol netratat	0-20	6,94	0,35	6,81	137,3	536	0,07	0,09	0,42	58,3	98	55,5	19,5	33,8	864	1,27
V2	50 % gunoi de grajd	0-20	7	0,38	6,34	138,3	343,3	0,057	0,1	0,46	56	110	67	21,5	43	913	1,7
V3	30 % compost	0-20	6,93	0,4	6,41	138	329	0,06	0,11	0,45	57	154	73,9	20,4	42,4	933	1,4
V4	50 % compost	0-20	6,96	0,37	6,52	137,95	402,68	0,06	0,10	0,44	57,10	120,79	65,46	20,46	39,73	903,33	1,44
V5	70 % compost	0-20	6,96	0,38	6,42	138,17	358,24	0,06	0,10	0,45	56,70	128,39	68,78	20,78	41,70	916,44	1,50
V6	90 % compost	0-20	6,95	0,38	6,45	138	363	0,06	0,10	0,45	56,9	135	69,4	20,5	41,3	918	1,43



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 88

Tabelul 6.42.
Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra conținutului în macroelemente totale al frunzelor de tomate

Nr. var.	Tratamentul	N %	P %	K %	Na %	Ca %	Mg %
V1	Sol netratat	1,50	0,63	3,75	0,1	9,32	0,46
V2	50 t/ha gunoi de grajd	1,07	0,65	3,11	0,1	10,34	0,45
V3	30 t/ha compost	1,27	0,66	2,84	0,1	10,64	0,44
V4	50 t/ha compost	1,35	0,56	4,57	0,1	8,19	0,52
V5	70 t/ha compost	1,48	0,67	3,30	0,1	9,34	0,56
V6	90 t/ha compost	1,82	0,59	5,25	0,1	6,41	0,55

Tabelul 6.43.
Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra conținutului în macroelemente totale al fructelor de tomate

Nr. var.	Tratamentul	N %	P %	K %	Na %	Ca %	Mg %
V1	Sol netratat	1,43	0,57	5,26	0,05	0,18	0,14
V2	50 t/ha gunoi de grajd	0,96	0,50	4,71	0,05	0,15	0,15
V3	30 t/ha compost	1,56	0,50	4,74	0,07	0,13	0,14
V4	50 t/ha compost	1,63	0,48	4,90	0,05	0,15	0,13
V5	70 t/ha compost	1,08	0,49	5,16	0,05	0,15	0,13
V6	90 t/ha compost	1,45	0,50	5,06	0,05	0,19	0,15

Tabelul 6.44.
Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra conținutului în metale grele al frunzelor de tomate

Nr. var.	Tratamentul	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd Ppm
V1	Sol netratat	9,75	8,8	0,59	4,4	7,0	64,6	0,89	0,56
V2	50 t/ha gunoi de grajd	7,50	16,1	0,36	3,6	6,5	108,8	0,98	0,66
V3	30 t/ha compost	8,75	12,9	0,31	4,3	6,6	93,1	1,68	0,48
V4	50 t/ha compost	8,75	15,1	0,47	4,0	8,1	55,1	0,61	0,60
V5	70 t/ha compost	7,50	15,3	0,33	3,8	6,5	78,0	0,50	0,49
V6	90 t/ha compost	6,60	17,5	0,27	4,8	7,1	52,6	1,11	0,58

Tabelul 6.45.
Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra conținutului în metale grele al fructelor de tomate

Nr. var	Tratamentul	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd Ppm
V1	Sol netratat	6,0	13,4	0,39	3,3	3,6	10,8	0,17	0,31
V2	50 t/ha gunoi de grajd	5,1	10,9	0,19	2,6	3,8	10,6	0,11	0,29
V3	30 t/ha compost	5,4	13,6	0,40	2,9	4,3	11,5	0,20	0,28
V4	50 t/ha compost	6,4	12,5	0,35	2,9	3,3	11,6	0,22	0,27
V5	70 t/ha compost	6,3	12,9	0,39	2,6	3,5	11,1	0,24	0,14
V6	90 t/ha compost	6,1	13,6	0,28	2,9	3,9	12,4	0,18	0,26

Tabelul 6.46.

Efectul remanent al compostului din nămol de epurare asupra compoziției chimice a rădăcinilor de tomate

Nr. var.	Tratamentul	Nt (%)	P (%)	K (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cr ppm	Cd ppm
V1	Sol netratat	1,94	0,45	0,81	0,05	1,94	0,23	22,63	67,3	10,88	2,75	19,25	93,13	20,88	0,40
V2	50 t/ha gunoi de grajd	1,90	0,47	0,68	0,05	1,18	0,24	32,25	99,25	13,75	3,75	35,13	127,5	75,25	0,38
V3	30 t/ha compost	1,99	0,41	0,56	0,05	1,71	0,25	31,50	104,6 3	16,38	3,38	22,75	141	41,5	0,38
V4	50 t/ha compost	1,77	0,39	0,52	0,05	1,90	0,24	23,63	73,63	15,5	3,13	28,13	131,5	58,38	0,46
V5	70 t/ha compost	1,79	0,46	0,59	0,05	1,47	0,22	35,5	114,5	17,5	3,63	39,13	14,5	118,2 5	0,44
V6	90 t/ha compost	1,96	0,37	1,47	0,05	1,65	0,23	17,5	68,75	8,0	2,88	15,25	61,63	24,0	0,44



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 91

6.3.4. Concluzii

- Compostul din nămol de epurare și resturi vegetale este în general un produs cu efecte favorabile asupra solului și plantelor și poate fi folosit ca material fertilizant în condiții de supraveghere permanentă.
- Efectul fertilizării cu compost din nămol de epurare și resturi vegetale s-a materializat prin creșterea masei medii a fructelor de tomate a producției timpurii și totale, superioare matorului, respectiv varianta fertilizată cu gunoi de grajd.
- Modificările cele mai importante, sub influența fertilizării cu doze variabile de compost, apar la nivelul solului, frunzelor, rădăcinilor și mai puțin în fructe.
- Acumulările de metale grele în fructele de tomate la variantele fertilizate cu compost sunt, în toate cazurile, superioare variantei fertilizate cu gunoi de grajd, fără însă să depășească LMA la nici o doză de compost. Nu sunt de remarcat diferențe evidente de la o doză la alta.
- Deși producția timpurie de tomate nu înregistrează valori mari în condițiile celui de-al treilea an de cultură după aplicarea compostului din nămol de epurare, producția totală se menține la cote ridicate depășind cele două variante mator.
- Compoziția chimică a frunzelor, fructelor și rădăcinilor nu înregistrează valori mari ale conținuturilor în metale grele, dimpotrivă riscul de contaminare se diminuează.
- În consecință, fertilizarea cu compost din nămol de epurare, mai ales în doze moderate, permite realizarea unor producții bune din punct de vedere cantitativ și calitativ, chiar și la cultura tomatelor, plante susceptibile de a acumula metalele grele și care, fiind consumabile în stare proaspătă de către om, necesită o foarte mare atenție în ceea ce privește fertilizarea.

6.4. Valorificarea superioară a unor deșeuri de industria lemnului prin compostare cu nămoluri organice din diferite sectoare economice (2001-2003)

6.4.1. Material și metodă

Compostul din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase a fost produs în colaborare cu Asociația "Rhododendron" pentru Protecția Mediului de la Târgu Mureș, care produce compost din rumeguș de lemn provenind de la specii de rășinoase de mai mult timp. Acest compost este produs pe baza unor rețete bine controlate astfel încât materialul să prezinte calități fertilizante, apreciabile de către agricultori. Principalele caracteristici fizice ale compostului sunt următoarele:

- ▶ Densitatea aparentă are o valoare medie de $0,64 \text{ g/cm}^3$, reflectând o cantitate mare de materie organică în compoziția chimică a compostului;
- ▶ Umiditatea de $43,5 \text{ \% g/g}$, încadrându-se din acest punct de vedere în limitele minime de aplicare ca îngrășământ organic pentru solurile agricole;
- ▶ Conductivitatea hidraulică saturată este foarte mare, respectiv în medie 204 mm/h , și se datorează densității aparente scăzute, respectiv conținutului mare în materie organică;
- ▶ Conținutul în materie organică este $29,5 \text{ \%}$, în medie;
- ▶ Conținutul în macroelemente totale a fost de: $0,69 \text{ \% N}$; $0,15 \text{ \% P}$ și $0,36 \text{ \% K}$;
- ▶ pH-ul compostului are valori apropiate de neutru, respectiv în medie $6,94$ datorate tratării cu var a nămolului de epurare;
- ▶ Conținutul în metale grele se încadrează în limitele maxime admisibile pentru astfel de produse (nămoluri de epurare, composturi din reziduuri urbane) destinate valorificării ca materiile fertilizante;
- ▶ Conținut în tanin sub $0,6 \text{ \%}$;

- ▶ Substanțele volatile dispar după două săptămâni de fermentare în halde în aer liber la temperaturi de 50° C sau în circa 20 minute la temperaturi de 70° C.

Compostarea reduce conținutul de monoterpene cu 75 % până la nivelul netoxic, crește pH-ul și pasteurizează materialul.

Principalele caracteristici chimice ale compostului din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase sunt prezentate în *tabelul 6.47*.

Protocol experimental – Anul I

Cercetările s-au realizat în cadrul spațiului didactico-experimental al USAMV-București, respectiv în arealul horticol. Experiențele s-au amplasat în solar acoperit cu folie de polietilenă pe o suprafață de 125 m², în așezare lineară cu 4 repetiții. Compostul s-a aplicat toamna la suprafața solului în strat unifom corespunzător dozelor calculate, iar ulterior s-a încorporat în sol cu casmaua. Variantele experimentale au următoarele:

- V1 = martor, sol nefertilizat cu compost;
- V2 = 50 t/ha gunoi de grajd (martor);
- V3 = 30 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;
- V4 = 50 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;
- V5 = 70 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;
- V6 = 90 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;

Pe suprafața astfel fertilizată s-au cultivat încă din acest an tomate, respectiv hibridul Export II.

În primul an de experimentări s-au efectuat următoarele măsurători și analize:

- ♦ Producția timpurie și totală de tomate;
- ♦ Efectul asupra compoziției chimice a plantelor (frunze și fructe);
- ♦ Efectul asupra proprietăților chimice ale solului.

Tabelul 5.47.

Compoziția chimică a compostului din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase

Parametri	Numărul probei			L.M.A.
	1	2	3	
PH (H ₂ O)	7.36	7.37	7.35	
Nt (%)	0.64	0.69	0.73	
M.O. (%)	49	34	45	
Nt (%)	0.08	0.11	0.10	
P (%)	0.22	0.24	0.23	
K (%)	0.22	0.24	0.23	
Cu (ppm)	25.0	27.5	24.0	500
Zn (ppm)	140.5	152.5	133.5	2000
Pb (ppm)	43	46	51	300
Co (ppm)	10.5	11.0	10.0	50
Ni (ppm)	51.5	57.5	48.0	100
Mn (ppm)	638	781	660	1200
Cd (ppm)	1.650	1.700	1.600	10

Protocol experimental – Anul II

Experiențele s-au amplasat în solar acoperit cu folie de polietilenă pe o suprafață de 125 m², în așezare lineară cu 4 repetiții. Compostul s-a aplicat toamna la suprafața solului în strat unifom corespunzător dozelor calculate, iar ulterior s-a încorporat în sol cu casmaua. Variantele experimentale au fost următoarele:

- V1 = martor, sol nefertilizat cu compost;
- V2 = 60 t/ha gunoi de grajd (martor);

V3 = 30 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;

V4 = 50 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;

V5 = 70 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;

V6 = 90 t/ha compost din rumeguș în amestec cu nămol de epurare;

Pe suprafața astfel fertilizată s-au cultivat încă din acest an tomate, respectiv hibridul ARLETTA F1.

S-au efectuat următoarele măsurători și analize:

- ▶ Măsurători privind creșterea și fructificarea plantelor de tomate în dinamică;
- ▶ Dinamica recoltărilor;
- ▶ Producția timpurie și totală de tomate;
- ▶ Calitatea fructelor s-a determinat în dinamică pe baza greutateii medii a acestora;
- ▶ Repartizarea producției pe calități prin determinarea ponderii producției STAS, calitatea I și a II-a din producția totală în variantele experimentale;
- ▶ Efectul asupra compoziției chimice a plantelor (frunze tinere și bătrâne, fructe și rădăcini).

Protocol experimental – Anul III

Cercetările s-au realizat la USAMV- București în solarii acoperite cu polietilenă, având o suprafață de 125 m². Acest experiment a fost linear, în 4 repetiții. Compostul a fost aplicat uniform la suprafața solului, în dozele calculate și apoi încorporat în sol.

S-a cultivat soiul de tomate ARLETTA F₁. Variantele experimentale au fost următoarele:

- V₁ = martor 1, sol nefertilizat
- V₂ = martor 2, 50 t/ha gunoi de grajd
- V₃ = 30 t/ha compost
- V₄ = 50 t/ha compost
- V₅ = 50 t/ha compost
- V₆ = 90 t/ha compost

Analize la plante:

- ▶ producția timpurie reprezintă fructele care au fost recoltate înainte de sfârșitul lunii iunie; în experimentările noastre, producția timpurie s-a înregistrat până la 27.06.2003.
- ▶ producția totală de tomate reprezintă toate fructele care au fost recoltate până la sfârșitul experimentului;
- ▶ efectul compostului asupra compoziției chimice a plantelor (rădăcini, frunze și fructe); pentru fructe și frunze s-au luat două serii de probe (27.06.2003 și 28.07.2003); rădăcinile au fost analizate la sfârșitul experimentului;
- ▶ compoziția chimică a solului la sfârșitul experimentului; solul a fost prelevat din stratul arabil (0-20 cm) și din stratul adiacent (20-40 cm) pentru fiecare variantă.

6.4.2. Rezultate obținute

ANUL I

Datele referitoare la **producția timpurie și producția totală**, reprezentând cantitatea de fructe recoltate până la 15 iulie (*tabelul 6.48.*), obținute în primul an al experimentărilor evidențiază următoarele:

- ◆ Producția timpurie a înregistrat valori foarte semnificative la toate variantele la care s-a aplicat compostul din nămol de epurare și rumeguș în raport cu martorul la care s-au aplicat 50 t/ha gunoi de grajd cât și cu martorul nefertilizat;
- ◆ Producția totală a atins valori foarte semnificative la variantele la care s-au aplicat cele mai mari doze de compost, respectiv la 70 t/ha compost s-au înregistrat 39,42 t/ha tomate, iar la 90 t/ha compost s-au înregistrat 41,55 t/ha tomate.

În variantele la care s-au aplicat 30, respectiv 50 t/ha compost, producția totală obținută, față de producția timpurie, a înregistrat diferențe negative față de martori.

Analize chimice asupra plantelor (tabelul 6.49.).

În timp ce analizele chimice efectuate pe probele de frunze au în primul rând scopul de a releva capacitatea de absorbție a elementelor minerale de către plante și prezența acestora în cantitățile necesare pentru a asigura funcțiile fiziologice ale plantei, cele efectuate pe probele de fructe au rolul de a ne atenționa asupra calității acestora și a mărimii dozelor de aport (compost).

Calitatea fructelor nu a fost afectată datorită unei compoziții chimice bogate în metale grele ca urmare a aplicării compostului din nămol de epurare și rumeguș.

Așa cum o arată datele obținute, doar la nivelul frunzelor s-au înregistrat ușoare creșteri ale conținutului în cadmiu, peste limita de 1 ppm admisă de norme internaționale, la variantele la care s-au aplicat doze de 30, 50 și 70 t/ha compost, respectiv 1,030; 1,095 și 1,000 ppm. De altfel, frunzele înregistrează o compoziție mai bogată, respectiv peste limitele maxime admise, și în ceea ce privește plumbul, cobaltul și cuprul. Și frunzele de tomate prelevate din varianta fertilizată cu gunoi de grajd au, o compoziția bogată în plumb, respectiv 16,7 ppm.

Fructele au înregistrat conținuturi în cadmiu cu mult sub limita maximă admisă, 1 ppm, respectiv valori cuprinse între 0,550 ppm la varianta cu 30 t/ha și 0,680 ppm la varianta cu 90 t/ha compost din nămol de epurare și rumeguș.

Analize chimice asupra solului sfârșitul vegetației plantelor (tabelul 6.50.).

Analizele chimice efectuate asupra solului la sfârșitul perioadei de vegetație nu au evidențiat conținuturi excesive în metale grele. La toate variantele s-au înregistrat valori sub limitele maxime admisibile.

Tabelul 6.48.

**Influența fertilizării cu compost din nămol de epurare și rumeguș de lemn de rășinoase
asupra producției de tomate cultivate în solarii**

Nr. crt.	Varianta	Producția timpurie (până la 15 VII)			Producția totală		
		t/ha	Diferența față de martor	Semnificația	t/ha	Diferența față de martor	Semnificația
1.	0 t/ha compost	9,40	- 6,45	ooo	23,13	- 12,77	ooo
2.	60 t/ha gunoi de grajd	15,85	Mt		35,90	Mt	
3.	30 t/ha compost	17,90	2,05	***	34,96	- 0,94	ooo
4.	50 t/ha compost	18,35	2,50	***	36,37	0,47	oo
5.	70 t/ha compost	18,77	2,92	***	39,42	3,52	***
6.	90 t/ha compost	19,60	3,75	***	41,55	5,65	***

DL 5 % = 0,26
1 % = 0,36
0,1 % = 0,50

DL 5 % = 0,36
1 % = 0,45
0,1 % = 0,60



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 96

Tabelul 6.49.
Conținutul în metale grele al diferitelor organe la plantele de tomate
fertilizate cu compost din nămol de epurare și rumeguș de lemn de rășinoase

Varianta	Conținutul în metale grele (ppm)						
	Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Cd
R Ă D Ă C I N I							
0 t/ha compost	14,75	42,5	10,5	8,0	12,8	52,8	0,650
60 t/ha gunoi de grajd	16,00	56,3	16,0	9,0	15,5	102,3	0,830
30 t/ha compost	16,75	57,5	16,3	9,8	15,8	105,0	0,880
50 t/ha compost	18,25	63,3	16,8	9,5	15,5	116,0	0,880
70 t/ha compost	20,05	66,8	18,8	9,8	16,0	154,3	0,890
90 t/ha compost	27,00	95,3	20,0	11,0	22,0	189,0	0,890
F R U N Z E							
0 t/ha compost	7,25	10,2	10,0	8,0	6,0	41,7	0,800
60 t/ha gunoi de grajd	8,75	22,0	16,7	8,0	8,7	51,2	0,930
30 t/ha compost	8,75	22,5	22,0	8,0	8,5	59,0	1,030
50 t/ha compost	17,25	25,5	22,5	10,2	9,7	62,7	1,095
70 t/ha compost	18,25	27,7	23,1	8,2	9,7	68,5	1,000
90 t/ha compost	20,75	27,8	23,8	8,5	10,0	69,5	0,930
F R U C T E							
0 t/ha compost	4,75	7,2	10,2	5,7	6,0	10,0	0,500
60 t/ha gunoi de grajd	4,50	9,0	11,7	6,2	7,0	10,2	0,530
30 t/ha compost	4,75	9,5	13,2	5,2	7,2	11,2	0,550
50 t/ha compost	5,00	17,2	13,5	6,5	10,5	17,5	0,650
70 t/ha compost	5,50	18,0	13,7	7,0	7,0	13,0	0,630
90 t/ha compost	6,75	19,0	14,2	7,7	7,0	12,2	0,680
L.M.A.	15-20	200	3-15	5,10	30	-	1,00

Tabelul 6.50.

**Influența fertilizării cu nămol de epurare și rumeguș de lemn de foioase asupra
compoziției chimice a solului din solar cultivat cu tomate**

Varianta	pH	Humus %	Nt %	P _{Al} ppm	K _{Al} ppm	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn Ppm	Cd Ppm
0 t/ha compost	7,63	4,98	0,290	41,0	592	53	104,0	46,0	19,5	41	854,5	1,55
60 t/ha gunoi de grajd	7,83	5,63	0,360	47,5	651	49	104,5	52,0	16,5	34	687,5	1,95
30 t/ha compost	7,85	5,22	0,370	49,0	747	55	211,0	53,5	19,5	42	886,5	1,90
50 t/ha compost	7,91	5,12	0,280	47,5	770	61	251,5	59,0	21,0	44	940,0	2,00
70 t/ha compost	7,90	5,58	0,370	48,0	747	63	119,0	72,5	21,5	42	948,5	1,90
90 t/ha compost	7,79	5,68	0,420	78,0	796	66	127,5	67,5	21,0	45	990,0	1,90
L.M.A.						100	300	100	30	50	1000	3

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 98

ANUL II

Fertilizarea cu compost a influențat favorabil **potențialul de fructificare** al plantelor (*tabelul 6.51.*).

La o lună de la plantare (12.06) numărul total de fructe legate pe plantă a fost de 8,75 la Mt1 (nefertilizat organic) și de 9,00 la Mt2 (gunoi de grajd 60 t/ha) în timp ce în variantele fertilizate cu compost din nămol de epurare și rumeguș a crescut în tre 14,5 și 20,62, pe măsura creșterii dozelor de compost administrate. Cele mai bune rezultate s-au înregistrat la variantele cu 70 t/ha și, respectiv, 90 t/ha compost, la care s-au determinat fructe legate în număr mare până la nivelul celei de-a 6-a inflorescențe.

Dinamica recoltărilor (*tabelul 5.52.*) evidențiază că față de varianta nefertilizată organic (Mt1), primele fructe coapte s-au înregistrat la varianta fertilizată cu gunoi de grajd (Mt2). Astfel, pe data de 18 iunie la această variantă s-au recoltat 4,82 t/ha față de 1,837 t/ha la Mt1. În cazul fertilizării cu compost producțiile au fost cuprinse între 2,205 și 3,428 t/ha, cu cele mai bune rezultate la doza de 90 t/ha. La următoarele recoltări din iunie, pe primele locuri s-au situat variantele V5 și V6, fertilizate cu doze de 70 și, respectiv, 90 t/ha compost. În luna iulie la toate cele 5 recoltări s-au înregistrat producții de tomate superioare celor doi martori, cele mai mari diferențe fiind înregistrate la dozele de 50 și 90 t/ha compost.

Datele referitoare la producția totală și producția timpurie se prezintă în *tabelul 5.53.* Analizând influența fertilizării cu compost asupra **producției totale** s-au constatat următoarele: în variantele V3, V4, V5 și V6 s-au bătut producții care au depășit martorul 1 (Mt1), respectiv, 63,437; 79,231; 83,161 și 97,610 t/ha față de 46,200 t/ha. Comparativ cu Mt2, martorul fertilizat cu 60 t/ha gunoi de grajd, la care s-au recoltat 59,345 t/ha, variantele fertilizate cu compost au dat producții superioare cu 26,9 - 86,6 %.

Producția timpurie a fost mai puțin influențată de fertilizarea cu compost, observându-se chiar o ușoară întârziere a coacerii fructelor la varianta V3 (30 t/ha compost). Față de martorul Mt1, nefertilizat organic, la care până la sfârșitul lunii iunie s-au recoltat 13,368 t/ha, doar V5 și V6 au dat producții timpurii superioare (18,016 t/ha și, respectiv, 25,225 t/ha) cu sporuri de 34,8 % și, respectiv 88,7 % . Comparativ cu Mt2, fertilizat cu 60 t/ha gunoi de grajd, la aceste variante s-au înregistrat sporuri de producție mai mici (33,6 - 87,1 %). Raportată la producția totală, producția timpurie reprezintă 28,9 % la martorul nefertilizat organic și 25,8 % la martorul fertilizat cu gunoi de grajd, demonstrând o precocitate sporită dar și o reducere ulterioară a capacității de fructificare. La variantele fertilizate cu compost, ponderea producției timpurii a fost mai mică (16,9 - 25,8 %) dar fructificarea susținută din luna iulie a determinat creșterea producției totale.

Analizele chimice efectuate la plantele de tomate (frunze tinere și frunze bătrâne, rădăcini) și la fructe (*tabelele 6.54.a, b și 6.55. a, b*) au evidențiat următoarele aspecte:

- Conținuturi normale în plantă și fructe în macroelemente;
- Frunzele tinere de tomate au avut un conținut în plumb și cadmiu ușor peste limitele normale în plantă dar sub nivelele fototoxice, în toate variantele experimentale;
- Frunzele bătrâne au avut un conținut în cupru și cadmiu, de asemenea ușor mai mare față de limitele normale dar sub limitele de fitotoxicitate, în variantele fertilizate cu compost din nămol de epurare și rumeguș;
- Fructele de tomate au avut un conținut în plumb peste limitele normale în toate variantele. Față de Mt1, variantele tratate cu compost din nămol de epurare și rumeguș au demonstrat o creștere aproape în raport cu doza de compost aplicată, respectiv, față de 6,5 ppm la Mt1, la variantele V3, V4, V5 și V6 s-au înregistrat 9,0; 8,5; 8,75 și 13,25 ppm plumb;
- Conținutul în cadmiu al fructelor a înregistrat valori sum limitele normale, cu excepția variantei V4 (50 t/ha compost), unde s-au înregistrat 0,525 ppm, față de 0,5 ppm (limita normală). Considerăm că poate fi vorba de o eroare de eșantionare sau de citire;

- Conținutul în metale grele al rădăcinilor de tomate s-a încadrat în limite normale la toate variantele cu excepția plumbului, care a depășit mult limita normală, respectiv, 3 ppm; chiar varianta nefertilizată organic (Mt1) are un conținut mare în Pb, respectiv, 10,5 ppm față de 3,0 ppm, iar varianta cu cea mai mare doză de compost din nămol de epurare (90 t/ha) atinge și cel mai mare conținut în Pb al rădăcinilor, respectiv, 24,50 ppm. Este de apreciat faptul că nu este vorba numai de un aport suplimentar de metale grele odată cu aplicarea compostului din nămol de epurare, ci și solul a avut o încărcătură considerabilă care face să apară un efect cumulat.



Tabelul 6.51.
Influența fertilizării cu compost asupra fructificării tomatelor cultivate în solarii - hibridul ARLETA

Varianta		Nr. total fructe/plantă	Din care în inflorescență:						Din care: nr. fructe coapte
			I	II	III	IV	V	VI	
V1	Martor - nefertilizat organic	8,75	3,00	3,62	1,88	0,25	-	-	0,25
V2	Martor - gunoi de grajd - 60 t/ha	9,00	2,75	4,37	1,88	-	-	-	1,25
V3	Compost - 30 t/ha	14,50	3,00	3,62	4,50	3,25	0,13	-	0,62
V4	Compost - 50 t/ha	17,12	4,38	4,00	5,12	3,37	0,25	-	0,25
V5	Compost - 70 t/ha	20,12	3,50	5,87	5,00	3,50	1,50	0,75	0,12
V6	Compost - 90 t/ha	20,62	4,12	6,12	5,00	3,63	1,50	0,25	0,25

Tabelul 6.52.
Dinamica recoltărilor (t/ha)

Varianta	18 VI	26 VI	29 VI	Producția timpurie	6 VII	9 VII	13 VII	18 VII	25 VII	Total iulie	TOTAL
V1	1,837	3,673	7,858	13,368	8,163	4,898	6,922	11,745	1,167	32,895	46,263
V2	4,082	3,095	6,303	13,480	13,061	11,564	7,081	4,351	2,808	38,865	52,345
V3	2,554	3,469	6,518	12,541	13,061	11,873	11,849	11,901	5,512	53,896	66,437
V4	2,705	3,823	6,887	13,451	16,734	15,508	16,343	11,669	5,562	65,816	79,231
V5	2,205	4,459	11,352	18,016	17,143	14,284	18,739	9,967	5,012	65,145	83,161
V6	3,428	7,491	14,306	25,225	17,775	11,152	14,774	15,918	11,837	72,456	97,681

Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 101

Tabelul 6.53.

Influența fertilizării cu compost asupra producției totale și timpurii de tomate cultivate în solar

Varianta	Producția totală			Producția timpurie		
	t/ha	% față de:		t/ha	% față de:	
		Mt1	Mt2		Mt1	Mt2
V1	46,263	100	88,4	13,368	100	99,2
V2	52,345	113,1	100	13,480	100,8	100
V3	66,437	143,6	126,9	12,541	93,8	93,0
V4	79,231	171,3	138,1	13,415	100,6	99,5
V5	83,161	179,7	158,9	18,016	134,8	133,6
V6	97,681	211,1	186,6	25,225	188,7	187,1



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 102

Tabelul 6.54.

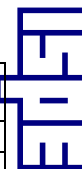
Influența compostului din nămol de epurare și rumeguș asupra conținutului în macroelemente și metale grele:

a. frunzele tinere de tomate

Varianta	Tratament	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
1.	Mt. - nefertilizat org.	1,74	0,27	2,40	0,15	0,27	4,30	4,00	11,50	7,00	3,25	3,00	54,50	0,650
2.	60 t/ha gunoi de grajd	1,81	0,31	3,00	0,14	0,29	4,80	5,00	11,55	7,75	3,00	3,50	60,50	0,625
3.	30 t/ha compost din nămol de epurare	20,1	0,30	2,98	0,17	0,29	5,00	5,00	15,00	7,75	3,25	3,25	68,00	0,675
4.	50 t/ha compost din nămol de epurare	1,95	0,26	2,94	0,12	0,21	5,65	5,25	15,75	9,00	3,25	3,50	69,00	0,700
5.	70 t/ha compost din nămol de epurare	2,14	0,26	3,00	0,13	0,22	5,50	5,25	16,75	9,75	3,25	3,75	69,25	0,850
6.	90 t/ha compost din nămol de epurare	2,66	0,33	3,16	0,11	0,22	5,65	7,50	17,00	10,00	3,25	3,85	70,75	0,875
<i>Nivele normale în plantă</i>								8	40	3	-	-	-	0,5
<i>Nivele fitotoxice</i>								20	200	35	-	-	-	8

b. frunzele bătrâne de tomate

Varianta	Tratament	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd Ppm
1.	Mt. - nefertilizat org.	1,39	0,29	1,65	0,09	0,43	11,07	8,00	18,50	17,50	4,50	6,25	277,00	0,900
2.	60 t/ha gunoi de grajd	1,35	0,31	2,08	0,14	0,59	11,45	8,25	24,00	17,25	5,00	8,75	273,00	1,075
3.	30 t/ha compost din nămol de epurare	1,60	0,26	1,91	0,14	0,42	11,82	9,50	24,75	20,50	4,50	10,75	273,00	0,925
4.	50 t/ha compost din nămol de epurare	1,60	0,31	2,36	0,14	0,51	13,92	9,50	33,75	21,00	4,75	10,25	241,00	0,975
5.	70 t/ha compost din nămol de epurare	1,78	0,41	2,86	0,14	0,47	13,92	9,75	33,00	20,95	4,75	10,75	275,00	0,950
6.	90 t/ha compost din nămol de epurare	1,92	0,49	2,97	0,14	0,44	14,80	9,00	39,50	21,35	4,75	10,00	276,00	1,050
<i>Nivele normale în plantă</i>								8	40	3	-	-	-	0,5
<i>Nivele fitotoxice</i>								20	200	35	-	-	-	8



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 103

Tabelul 6.55.

Influența compostului din nămol de epurare și rumeguș asupra conținutului în macroelemente și metale grele:

a. fructele de tomate

Varianta	Tratament	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
1.	Mt. - nefertilizat org.	1,36	0,52	4,87	0,10	0,11	0,21	5,25	6,25	6,50	2,50	2,50	15,25	0,375
2.	60 t/ha gunoi de grajd	1,35	0,44	4,83	0,03	0,12	0,22	5,75	9,25	6,75	2,75	2,50	14,75	0,475
3.	30 t/ha compost din nămol de epurare	1,49	0,44	5,18	0,05	0,13	0,21	6,25	9,25	9,00	2,75	3,00	14,5	0,500
4.	50 t/ha compost din nămol de epurare	1,53	0,56	5,24	0,05	0,15	0,26	6,25	9,45	8,50	3,25	2,50	15,25	0,525
5.	70 t/ha compost din nămol de epurare	1,59	0,45	5,32	0,10	0,16	0,20	6,50	10,00	8,75	3,50	2,50	15,25	0,500
6.	90 t/ha compost din nămol de epurare	2,07	0,53	5,62	0,10	0,16	0,29	6,75	12,50	13,25	4,25	2,50	16,00	0,500
Nivele normale în plantă								8	40	3	-	-	-	0,5
Nivele fitotoxice								20	200	35	-	-	-	8

b. rădăcinile de tomate

Varianta	Tratament	N %	P %	K %	Na %	Mg %	Ca %	Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
1.	Mt. - nefertilizat org.	1,51	0,36	1,86	0,32	0,32	0,36	18,50	20,13	10,50	3,80	15,30	140,40	0,388
2.	60 t/ha gunoi de grajd	1,56	0,35	1,60	0,29	0,28	3,76	18,50	23,50	11,30	3,25	17,70	143,50	0,350
3.	30 t/ha compost din nămol de epurare	1,41	0,37	1,66	0,29	0,39	3,57	20,90	49,00	22,30	3,50	16,40	145,40	0,475
4.	50 t/ha compost din nămol de epurare	1,55	0,32	2,01	0,41	0,30	3,58	26,30	47,00	26,90	4,00	16,80	160,50	0,475
5.	70 t/ha compost din nămol de epurare	1,78	0,33	2,00	0,45	0,32	3,30	26,30	61,40	23,90	4,40	21,10	178,50	0,500
6.	90 t/ha compost din nămol de epurare	1,79	0,37	2,07	0,42	0,34	3,79	23,60	63,90	24,50	5,10	32,30	193,80	0,500
Nivele normale în plantă								8	40	3	-	-	-	0,5
Nivele fitotoxice								20	200	35	-	-	-	8



Cod document:

I-1088.01.001-U1-002

Serie de modificare

Pag. 104

ANUL III**Producția timpurie și producția totală de tomate - figurile 5.7 și 5.8.**

Comparativ cu Varianta 1 (Martor 1 - sol netratat), producția timpurie (27.06.2003) înregistrată la variantele unde s-a aplicat compost din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase și gunoi de grajd a fost foarte semnificativă, după cum urmează:

- ▶ V6, cu 90 t/ha compost din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase - 8,306 t/h);
- ▶ V6, cu 70 t/ha compost - 8,032 t/ha;
- ▶ V2 (Martor 2), cu 50 t/ha gunoi de grajd - 5,485 t/ha.

Producția timpurie a fost semnificativă în varianta cu 50 t/ha compost din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase (4,761 t/ha), precum și în cea cu 30 t/ha compost, comparativ cu Martorul 1 (sol nefertilizat). Producția totală a înregistrat valori mari în toate variantele fertilizate cu compost dar. Diferențele au fost foarte semnificative pentru toate variantele, comparativ cu Martorul 1 (sol nefertilizat).

Efectul compostului asupra compoziției chimice a plantelor.

Așa cum se poate observa din *figura 5.9.*, frunzele reprezintă partea vegetativă aeriană a plantelor de tomate în care s-au acumulat cele mai mari concentrații în metale grele, în toate variantele. Acest comportament a fost raportat și de alți cercetători la plantele de tomate (Moral et al., 2002; Worterbeek et al., 1988; Moral et al., 1994).

Noi am observat o mare variație a concentrației metalelor grele în **frunzele de tomate** în funcție de perioadele în care s-au efectuat prelevările de probe pentru analize. În toate probele de frunze, care au fost analizate în a doua perioadă (28.07.2003), concentrația în metale grele a fost aproape dublă comparativ cu prima perioadă (27.06.2003). De aceea, în variantele cu doze mari de compost din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase, s-au înregistrat niveluri ridicate ale metalelor grele în compoziția chimică a frunzelor. Concentrația în Cu, Pb și Cd a depășit limitele normale în următoarele variante:

- ▶ în V4 (50 t/ha compost) și V5 (70 t/ha compost), Cu a atins 8,3 ppm; în V6 (90 t/ha compost), Cu a atins 9,0 ppm. Concentrația normală a Pb în plantă este de 3,0 ppm, dar în experiențele noastre acest metal greu a depășit acest nivel în toate variantele;
- ▶ Concentrația frunzelor în Cd a depășit 0,50 ppm în variantele cu 70 t/ha compost și 90 t/ha compost, unde a atins 0,55 ppm.

Toate aceste metale grele, care au depășit nivelurile normale în plantă, nu au atins limitele de fitotoxicitate.

Concentrația metalelor grele acumulate în **fructele de tomate** nu a variat foarte mult de la o perioadă de prelevare a probelor la alta (*Figura 5.10.*). Totuși, plumbul s-a acumulat, în prima perioadă (27.06.2003), în medie, în cantități duble față de a doua perioadă (28.07.2003) în toate variantele. Acest metal greu a fost singurul a cărui concentrație în fructe a depășit limitele normale în plantă, în variantele în care s-au aplicat compost și gunoi de grajd. Dar, concentrațiile cele mai mari în Pb acumulate în fructe s-au înregistrat în variantele în care s-au aplicat doze mari de compost (V4 - 50 t/ha compost: 9,5 ppm; V5 - 70 t/ha compost: 10,0 ppm; V6 - 90 t/ha compost: 10,5 ppm). Limitele normale în plantă sunt de 3,0 ppm.

Acumularea Cd în fructele de tomate analizate a fost scăzută și, aparent, puțin influențată de diferitele tratamente. Prezența Cd în fructele de tomate a fost cu mult mai redusă decât în frunzele de tomate. Kim et al. (1988) au observat că raportul între concentrația Cd în frunzele și fructele de tomate cultivate pe solurile poluate era de 30-60, în funcție de tipul de sol. În solurile pe care se aplică nămol de epurare prezența Cd în părțile aeriene ale plantelor de tomate este mult mai mare comparativ cu solurile cele pe care se aplică materiale fertilizante minerale Moral et al., 2002).

Concentrația **rădăcinilor de tomate** (*Figura 5.11.*) în metale grele a fost foarte mare, comparativ cu frunzele și fructele de tomate la toate tratamentele. Concentrația în Cu a fost de două ori mai mare în rădăcinile de tomate în variantele în care s-a aplicat compost în doze mari (V5 - 70 t/ha:

26,0 ppm; V6 - 90 t/ha compost: 26,0 ppm), și în varianta cu 50 t/ha gunoi de grajd (23,5 ppm), comparativ cu martorul I (sol netratat).

Concentrația în Zn a fost foarte mare în toate variantele în care s-a aplicat compost din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase dar, de asemenea, la martorul 1 (sol netratat) și martorul 2 (50 t/ha gunoi de grajd). Comparativ cu concentrația frunzelor în Zn, concentrația rădăcinilor în acest aliment-urme a fost de aproape 10 ori mai mare.

Analizele la sol, la sfârșitul experimentului au arătat o concentrație a metalelor grele variabilă cu adâncimea de recoltare a probelor, dar și cu tratamentele. Așa cum se arată în *tabelul 5.56.*, metalele grele nu au depășit Limitele Maxime Admisibile în compoziția chimică a solului, pe adâncimea de la 0 la 20 cm și nici pe adâncimea de la 20 la 40 cm.

Figura 5.7. - Influența compostului asupra producției timpurii de tomate (2003)

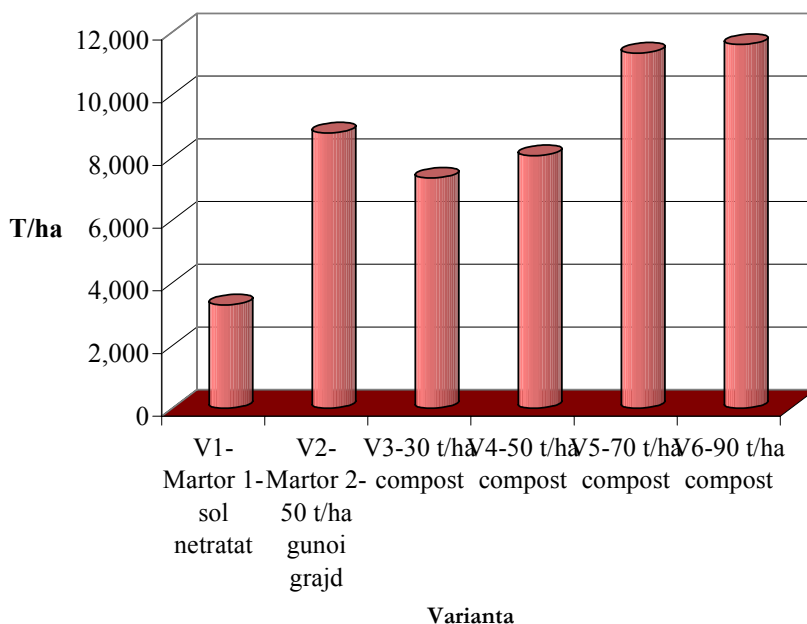
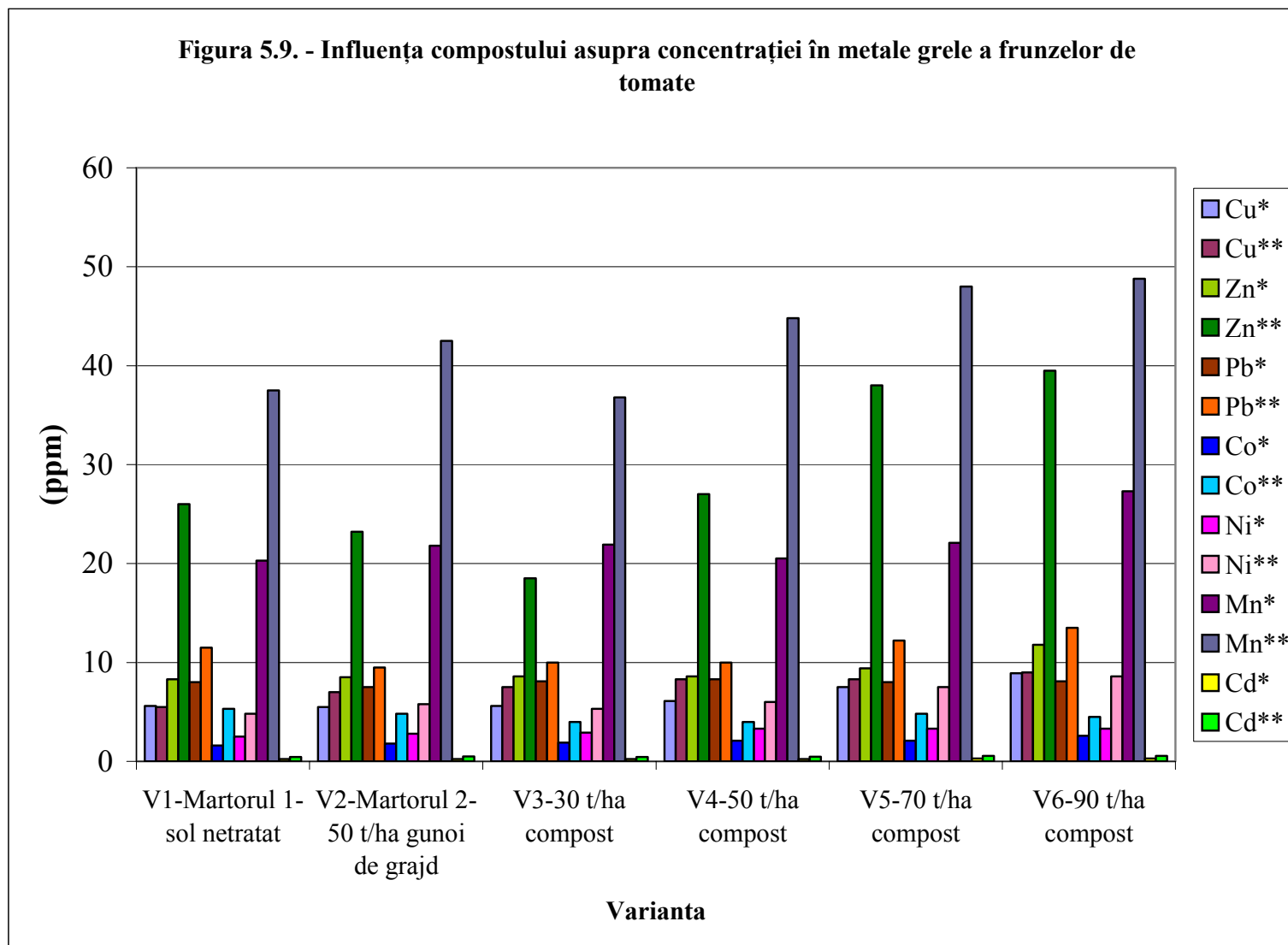


Figura 5.8. - Influența compostului asupra producției totale de tomatoes (2003)



Tabelul 6.56.
Înfluența compostului din nămol de epurare și rumeguș de rășinoase asupra compoziției chimice a solului

Varianta	Adâncimea (cm)	Cu ppm	Zn Ppm	Pb ppm	Co ppm	Ni ppm	Mn ppm	Cd ppm
V ₁ - (Martorul I) netratat	0-20	52.7	213	73	18	37	741	0.983
	20-40	42.8	204	60	18	39	825	0.966
V ₂ (Martorul II) - 50 t/ha gunoi de grajd	0-20	49.8	171	53	18	39	806	1.066
	20-40	46.3	181	49	19	41	847	1.166
V ₃ - 30 t/ha compost	0-20	54.8	194	50	20	40	845	1.300
	20-40	46.5	151	49	20	40	833	1.350
V ₄ - 50 t/ha compost	0-20	58.7	204	60	21	44	805	1.233
	20-40	51.8	153	53	22	46	750	1.266
V ₅ - 70 t/ha compost	0-20	59.8	199	65	20	42	780	1.366
	20-40	55.6	203	60	22	44	837	1.250
V ₆ - 90 t/ha compost	0-20	62.3	234	65	20	43	813	1.266
	20-40	58.5	232	63	20	42	833	1.650
LMA		100	300	100	30	50	1000	3



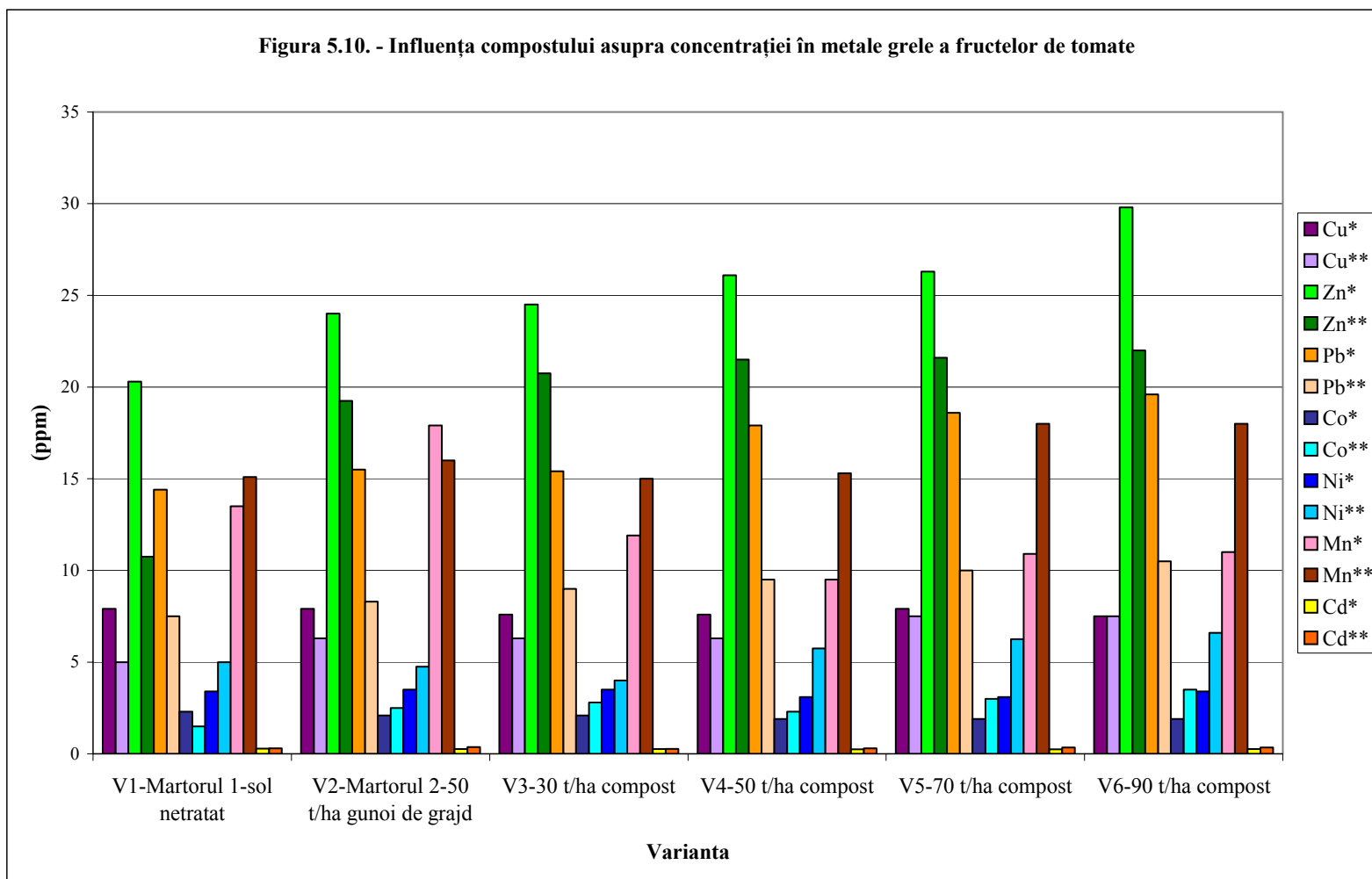
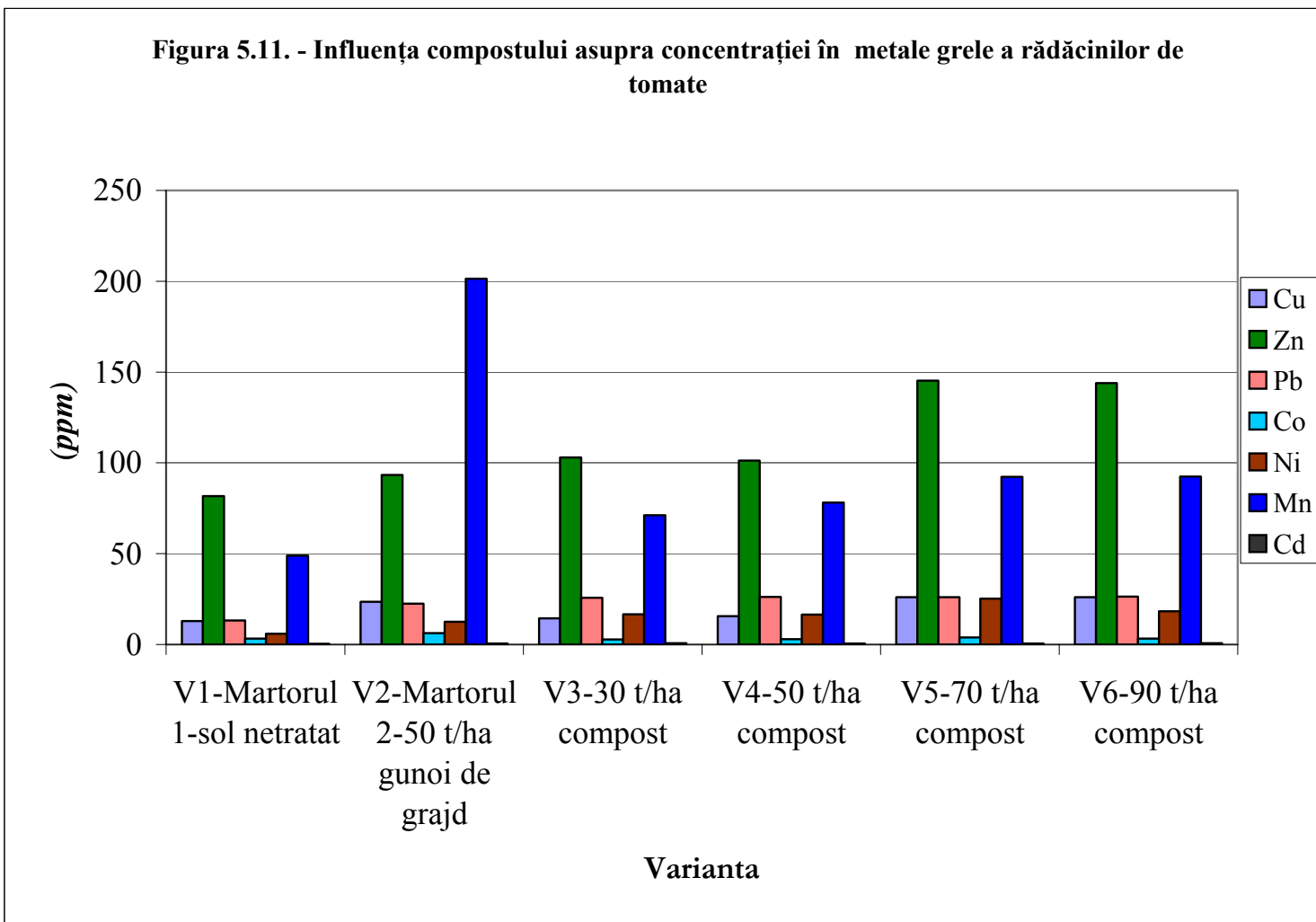


Figura 5.11. - Influența compostului asupra concentrației în metale grele a rădăcinilor de tomate



7. CONCLUZII

În urma analizei directivelor europene și a legislației românești în vigoare, ținând cont de cercetările publicate la nivelul literaturii tehnice mondiale și având în vedere studiile elaborate în cadrul prezentei lucrări se pot trage următoarele concluzii privind situația utilizării nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură:

7.1. Legislația aplicabilă

Principalul act normativ al UE care reglementează gestiunea nămolurilor de epurare, atunci când este vorba de utilizarea acestora în agricultură, este directiva **86/278/CEE** din 12 iunie 1986. Apariția acestui act normativ a fost necesară în condițiile în care directiva 75/442/CEE a Consiliului european nu acoperea problematica referitoare la utilizarea nămolurilor de epurare în cadrul exploatațiilor agricole, ci făcea referire doar la deșeuri. Pe de altă parte, directiva 78/319/CEE a Consiliului, din 20 martie 1978, relativă la deșeurile periculoase se aplică și nămolurilor de epurare în măsura în care ele conțin sau sunt contaminate cu substanțe ce figurează în anexele acestei directive și care sunt de natură să prezinte riscuri, în anumite cantități sau în anumite concentrații, pentru sănătatea umană sau pentru mediul înconjurător.

În România, problematica nămolurilor de epurare este reglementată prin ORDINUL nr. 344 din 16 august 2004. Este vorba în special de aprobarea Normelor tehnice privind protecția mediului, cu precădere a solurilor, când se utilizează nămolurile de epurare în agricultură.

7.2. Starea actuală a stațiilor de epurare în România

Majoritatea stațiilor de epurare ape uzate din România sunt prevăzute cu treaptă mecanică și treaptă biologică. Treapta mecanică este compusă din: gratare rare și dese, deznisipator, stație de pompare, decantoare primare. Treapta biologică este compusă din: bazine de aerare, decantoare secundare, stație de pompare nămol recirculat și nămol în exces.

Linia nămolului din stațiile de epurare existente funcționează deficitar sau este scoasă din funcțiune. Linia de tratare a nămolului este alcătuită din îngroșătoare gravitaționale, rezervoare de fermentare a nămolurilor și platforme de uscare. De cele mai multe ori, nămolul brut rezultat din procesul de epurare este depozitat direct pe platformele de uscare, singura tratare a nămolului fiind o deshidratare naturală.

Eficiența stațiilor de epurare existente este sub parametrii considerați la proiectare, pe de o parte din cauza tehnologiilor și utilajelor învechite și pe de altă parte din cauza modificării caracteristicilor apelor uzate brute și a limitelor admisibile la descărcarea în emisar. Apele uzate au înregistrat modificări semnificative ale caracteristicilor lor în marea majoritate a orașelor, de natura fizico-chimică, biologică și bacteriologică.

În ultimii ani s-au derulat în România mai multe proiecte referitoare la modernizarea stațiilor de epurare ape uzate orașenești. Majoritatea proiectelor întrunesc cerințele directivelor Uniunii Europene cu privire la ape.

Prin finanțări ale Băncii Mondiale sau provenind din diferite programe europene, noi stații de epurare s-au pus în funcțiune în orașe mari în perioada 1998-2000, precum este cazul orașelor Arad și Brașov, acestea fiind dotate și cu laboratoare pentru controlul calității.

7.3. Nivelul de folosire actual al nămolurilor de la stațiile de epurare

În urma centralizării datelor din rapoartele anuale privind utilizarea nămolurilor de la stațiile de epurare rezultă ca nivelul de utilizare a nămolului în agricultură este în creștere (conf. tabel din secțiunea 4.2). De la utilizarea în agricultură a 18% din nămolul generat în anul 2003 s-a ajuns la

utilizarea a 29% din nămolul generat în anul 2005. Aceasta se datorează modernizării stațiilor de epurare care prevăd și modernizarea liniei de tratare a nămolului. (conf.sect.4.6)

7.4. Metodele de tratare a nămolurilor rezultate din stațiile de epurare care nu îndeplinesc condițiile de utilizare în agricultură

Metodele de tratare a nămolurilor care nu se pot utiliza în agricultură sunt (conf.secțiunea 4.4.)

- incinerarea

Dacă nămolurile rezultate din epurarea unor ape uzate industriale conțin compuși organici și/sau anorganici toxici ce nu permit valorificarea agricolă, depozitarea pe sol sau aplicarea procedeeelor de recuperare a substanțelor utile, se face apel la incinerare ca singura alternativă acceptabilă. În timpul incinerării compușii organici sunt oxidați total, iar compușii minerali sunt transformați în oxizi metalici ce se regăsesc în cenușă.

Toate instalațiile de incinerare trebuie echipate cu instalații de spălare sau filtrarea gazelor de ardere, până la obținerea unui conținut de suspensii (cenușă) la evacuare de 150-200 g/m³.

În acest scop, pentru incinerarea nămolului se utilizează cuptoare rotative cilindrice, cu vetre multiple sau cu pat fluidizat.

- **depozitarea** în incinta stației de epurare sau la rampa ecologizată pentru depozitarea deșeurilor menajere

7.5. Posibilități de îmbunătățire a tehnicilor de tratare a nămolurilor pentru utilizare în agricultură

În urma studiilor făcute rezultă ca utilizarea nămolurilor în agricultură este procedeul cel mai apreciat și utilizat întrucât el permite între altele, o foarte bună igienizare a nămolului de epurare, precum și co-compostarea unor deșeuri solide. Aceasta metoda –compostarea nămolului de la stațiile de epurare în amestec cu anumite deșuri solide este în concordanță și cu strategia managementului deșeurilor solide.

În cazul nămolurilor de epurare, procesul de compostare constă în a amesteca aceste materiale reziduale cu un agent de volum (ex.: talași de lemn, rumeguș, scoarță de copaci tocată, paie de cereale etc.) înainte ca aceste materiale să fie capabile să înceapă descompunerea aerobă de-a lungul câtorva săptămâni.

Numeroase materiale pot fi folosite ca substrat în procesul de compostare a nămolurilor de epurare. În funcție de disponibilitatea acestor materiale utilizate ca agenți de volum ca și de tipul nămolului de epurare, au fost folosite diferite metode de compostare.

Compostul poate fi produs plecând de la nămol de epurare presat și deșeuri verzi și lemnoase sau de la un amestec de rumeguș de lemn, nămol de epurare și deșeuri municipale.

Materiile vegetale reziduale bogate în substanțe celulozice (paie, frunze uscate, vreji și alte resturi vegetale), folosite ca agenți de volum pentru compostarea nămolului de epurare, sunt foarte ușor descompuse și mineralizate de microorganismele din sol, iar solul rămâne sărac în carbon organic. Cercetări efectuate în țara noastră au pus în evidență valoarea rumegușului ca agent de volum pentru compostarea nămolului de epurare, care capătă o mult mai bună omogenitate și capacitate de aerare pe durata compostării. Pe de altă parte, compostul din nămol de epurare și rumeguș ameliorează proprietățile fizico-chimice ale solului.

7.6. Folosirea nămolurilor în agricultură

Utilizarea în agricultură a nămolurilor de epurare reprezintă una dintre metodele de degajare a acestora și o formă de punere în valoare a conținutului lor în materie organică și elemente nutritive. În urma cercetărilor privind utilizarea nămolurilor de la stațiile de epurare în agricultură se pot face aprecieri diferite de comportare a solurilor și a producției de plante (conf.sect.6.1.4, 6.2.3 , 6.3.4).

- influența fertilizării cu nămol asupra producției pajiștilor temporare

S-a constatat că nămolul rezultat de la epurarea apelor uzate orășenești determină creșterea producției de substanță uscată pe pajiștile temporare, numai când se administrează sub arătură la înființare și repetat în fiecare an, toamna, la suprafața pajiștii, fără aport de îngrășăminte chimice.

- influența compostului din nămol de epurare asupra producției de raigras

Rezultatele obținute, mai ales pentru primul an de experimentare a compostului provenind din fermentarea aerobă a nămolului de epurare în amestec cu resturi vegetale, evidențiază un efect foarte favorabil al acestuia asupra randamentului la raigras.

Valorificarea compostului urban în anumite spații verzi, respectiv parcuri, scuaruri, zone de agrement, poate fi o soluție favorabilă de punere în valoare fără a dăuna animalelor, omului și mediului înconjurător în general.

Este remarcabil și efectul remanent al compostului urban producției de raigras, ceea ce ar putea satisface, pe o perioadă de cel puțin doi ani, necesarul de elemente minerale pentru o pajiște sau un spațiu verde.

- efectele folosirii compostului din nămol de epurare pentru solurile agricole

S-a constatat că utilizarea compostului din nămol de epurare și resturi vegetale are în general efecte favorabile asupra solului și plantelor și poate fi folosit ca material fertilizant în condiții de supraveghere permanentă. În consecință, fertilizarea cu compost din nămol de epurare, mai ales în doze moderate, permite realizarea unor producții bune din punct de vedere cantitativ și calitativ, chiar și la cultura tomatelor, plante susceptibile de a acumula metalele grele și care, fiind consumabile în stare proaspătă de către om, necesită o foarte mare atenție în ceea ce privește fertilizarea.

Pentru a diminua efectul poluant al nămolului de epurare ce se va folosi în agricultură și a putea valorifica elementele nutritive pe care le conține, este necesar ca nămolul să fie tratat în mod corespunzător, să se aplice numai pe soluri pretabile, în dozele și epocile stabilite, la un anumit sortiment de culturi recomandate și să se asigure un control adecvat al calității factorilor de mediu.

Cantitățile sau dozele de nămol de epurare ce pot fi aplicate pe terenurile agricole nu pot fi recomandate întrucât ele trebuie să se calculeze în funcție de conținutul în metale grele al nămolului de epurare și conținutul în metale grele al solului. Un alt factor care se ia în considerare la stabilirea dozelor este necesarul de elemente nutritive al speciei cultivate dar acest factor este relativ deoarece creșterea excesivă a dozelor de nămol poate conduce la creșterea conținutului solului și plantelor în metale grele.

Tinând cont de rezultatele studiilor realizate precum și de legislația în vigoare referitor la utilizarea nămolurilor se recomandă ca modernizarea stațiilor de epurare să cuprindă și tehnologia de tratare a nămolurilor în vederea valorificării acestora în agricultură.

8. BIBLIOGRAFIE

- Aggelides, M. S., Londra, A. P. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and clay soil. *Bioresource and Technology* 71, 253-259.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, R., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresources Technology* 77, 109-114.
- Anid, J. P., 1983. Contribution à la caractérisation des composts des déchets urbains : évaluation de leur état de maturation et des risques éventuels de contamination métallique de cultures. Teză de doctorat.
- Anon., 1986a. The Agricultural Value of Sewage Sludge. A Farmers Guide. Water Research Centre, Hedmenham. În Bhogal, A., Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Shepherd, M. A., 2003. Effects of past sewage sludge addition on heavy metal availability in light textured soil: implications for crop yield and metal uptakes. *Environmental pollution* 121, 413-423.
- Anon., 1987. The Use of Sewage Sludge on Agricultural Land. ADAS Booklet 2409. MAFF Publications, London. În Bhogal, A., Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Shepherd, M. A., 2003. Effects of past sewage sludge addition on heavy metal availability in light textured soil: implications for crop yield and metal uptakes. *Environmental pollution* 121, 413-423.
- Benitez, E., Nogales, R., Elvira, Masciandro, G., Ceccanti, B. 1999. Enzyme activities as indicator of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67, 297-303.
- Bernal, P. M., Navarro, F. A., Mondereo-Sánchez, A. M., Roig, A., Cegarra, J. 1997. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem* 30,
- Bertoldi, M. de, Vallini, G., Pera, A. Și Zucconi, F., 1982. Comparaison of three windrow compost system, *Biocycle*, 23 (2), 45-50. În Bertoldi, M. de, Vallini, G., Pera, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research* 1, 157-176.
- Bertoldi, M. de, Vallini, G., Pera, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research* 1, 157-176.
- Blanc, M., Marilley, L., Trello, B., and Aragno, M. 1999. Termophilic bacterial communities in hot composts as revealed by most probable number counts and molecular (16 rDNA) methods. *FEMS Microbiology Ecology* 29,
- Bhogal, A., Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Shepherd, M. A., 2003. Effects of past sewage sludge addition on heavy metal availability in light textured soil: implications for crop yield and metal uptakes. *Environmental pollution* 121, 413-423.
- Borken, W., Mush, A., Beese, F. 2002. Changes in microbial and soil properties following compost treatment of degraded temperate forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 403-412.
- Brookes, P. C. & McGrath, S. P., 1984. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *Journal of Soil Science*, 35, 341-346.
- Broos, K., Uyttenbroek, M., Martens, J., Smolders, E., 2004. A survey of symbiotic nitrogen fixation by white clover grown on metal contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 36, p. 633-640.
- Chaudri, M. A., McGrath, P. S., Knight, P. B., Johnson, L. D., Jones, C. K. 1996. Toxicity of organic compounds to the indigenous population of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in soil. *Soil Biol. Biochem.* 28,
- Cole, J. L., McCracken, I. D., Foster, N. G., Aitken, N. M. 2001. Using Collembola to assess the risks of applying metal-rich sewage sludge to agricultural land in western Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 177-189.
- Cotxarrera, L., Gay-Trillas, I. M., Steinberg, C., Alabouvette, C. 2002. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress fusarium wilt of tomato. *Soil Biology & Biochemistry* 00 (sub tipar la data realizării bibliografiei pe situl ed. Elsevier).
- Dahlin, S., Witter, E., Mårtensson, A., Turner, A., Bååth, E. 1997. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1405-1415.
- Davidescu, D. și Davidescu, Velicica, 1972. Chimizarea agriculturii. Testarea stării de fertilitate prin plantă și sol. Ed. Academiei Române, p. 246-253.
- Debosz, K., Petersen, O. S., Kure, K. L., Ambus, P. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied soil Ecology* 19, 237-248.
- Dhaese, A., 1979. Effects of soil contamination on soil-plant relationship. *Essential and Non Essential Trace Elements in the System Soil-Water-Plant*, University Ghent, Belgium. P. 68-75.
- Diaz-Ravina, M., Bååth, E. 2001. Response of soil bacterial communities pre-exposed to different metals and reinoculated in an unpolluted soil. *Soil Biology & Biochemistry* 33,
- Directive 91/692/CEE du Conseil, du 23 décembre 1991, visant à la standardisation et à la rationalisation des rapports relatifs à la mise en oeuvre de certaines directives concernant l'environnement **Journal officiel n° L 377 du 31/12/1991 p. 0048 – 0054**. Eur-lex.
- Directive 75/440/CEE du Conseil, du 16 juin 1975, concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres. *Journal officiel n° L 194 du 25/07/1975 p. 0026 – 0031*.
- Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel n° L 327 du 22/12/2000 p. 0001 – 0073*.

- Directive 86/278/CEE du Conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture. *JO L 181 du 4.7.1986, p. 6–12*
- Epstein, E. and Epstein, I. J. 1989. Public health issues and composting. *Biocycle*, 50-53.
- Frostegård, Å., Tunlid, A., Bååth, E. 1996. Changes in microbial community structure during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals. *Soil Biology & Biochemistry* 28,
- Gantzer, C., Gaspard, P., Galvez, L., Dumouthier, N., and Schwartzbrod, J. 2001. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Wat. Res* 35, 3763-3770.
- Gasparg, G., Wiart, J., and Scharzbrod, J. 1997. Parasitological contamination of urban sludge used for agricultural purposes. *Waste management & Research* 15, 429-436.
- Goldstein, N., Yanko, A. W., Ealker, M. J., Jakubowski, W. 1988. Determining pathogen level in sludge products. *Biocycle*, 45-47.
- Hackett, R. A. G., Easton, A. C., Duff, B. J. S. 1999. Composting of pulp and paper mill fly ash with wastewater treatment sludge. *Bioresource Technology* 70,
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M., Boudabous, A. 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology* 80, 217-225.
- Hassouneh, O., Jamrah, A., Qaisi, K. 1999. Sludge stabilization by composting: a Jordanian case study. *Bioprocess Engineering* 20, 413-421.
- Hoyos, G. E. S., Juárez, V. J., Ramonet, A. C., López, G. J., Rios, A. A., Uribe, G. E. 2002. Aerobic thermophilic composting of waste sludge from gelatin-greentine industry. *Resources, Conservation and Recycling* 34, 161-173.
- Inubushi, K., Gozal, S., Sakamoto, K., Wada, Y., Yamakawa, K., Arai, T. 2000. Influences of applications of sewage sludge compost on N₂O production in soils. *Chemosphere - Global Change Science* 2, 329-334.
- Janzen, A. R., Cook, D. F., and McGill, B. W. 1994. Compost extract added to microcosms may simulate community-level controls on soil microorganisms involved in element cycling. *Soil Biology & Biochemistry* 27,
- Klamer, M., Bååth, E. 1998. Microbial community dynamics during composting of straw material studied using phospholipid fatty acid analysis. *FEMS Microbiology Ecology* 27, 9-20.
- Kowalchuk, A. G. 1999. New perspectives towards analyzing fungal communities in terrestrial environments. *Current Opinion in Biotechnology* 10,
- Kunito, T., Saeki, K., Goto, S., Hayashi, H., Oyaizu, H., Matsumoto, S. 2001. Copper and zinc fractions affecting microorganisms in long-term sludge-amended soils. *Bioresource Technology* 79,
- Lakzian, A., Murphy, P., Turner, A., Beynon, L. J., Giller, E. K. 2002. *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* populations in soil with increasing heavy metal contamination: abundance, plasmid profiles, diversity and metal tolerance. *Soil Biol. Biochem.* 34,
- Laos, F., Mazzarino, J. M., Walter, I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource Technology* 81, 179-186.
- Larney, J. F., Olson, F. A., Cacamo, A. A., Chang Chi. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75, 139-148.
- Lazzari, L., Sperti, L., Bertin, P., Pavoni, B. 2000. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes. *Chemosphere* 41,
- Lipp, K. E., Farrah, A. S., and Rose, J. B. 2001. Assessment and Impact of Microbial Fecal Pollution and Human Enteric Pathogens in a Coastal Community. *Marine Pollution Bulletin* 42, 286-293.
- Loué, A., 1993. Oligoéléments en agriculture. SCPA. Nathan. ISBN 2-09-176828-1.
- Mizuki, E., Maeda, M., Tanaka, R., Lee, W.-D., Hara, M., Akao, T., Zamashita, S., M., S.-H., Ichimatsu, T., Ohba, M. 2001. *Bacillus thuringiensis*: A Common Member of Microflora in Activated Sludges of a Sewage Treatment Plant. *Current Microbiology*, 42, 422-425.
- Mustin, 1987. Le compost. Gestion de la matière organique, Editions F. Dubuc-Paris.
- Ndegwa, M. P., Thompson, A. S. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76, 107-112.
- Norme franceze, AFNOR, NF U 44-041/1985. Matières fertilisantes – Boues des ouvrages de traitement des eaux urbaines.
- Ordinul nr. 344/16 august 2004. Norme tehnice de protecția mediului, în special a solurilor, când se utilizează nămolurile de epurare în agricultură. Editat și difuzat de AFNOR, 1985.
- Oudeh, M., Khan, M., Scullion, J. 2002. Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. *Environmental Pollution* 116,
- Pascual, A. J., García, C., Hernandez, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68, 255-264.
- Peters, S., Koschinsky, S., Schwieger, F., and Tebbe, C. C. 2000. Succession of Microbial Communities during Hot Composting as Detected by PCR-Single-Strand-Confirmation Polymorphism-Based Genetic Profiles of Small-Subunit rRNA Genes. *Applied and Environmental Microbiology* 66, 930-936.
- Pourcher, A.-M., Gosinska, A., Picard-Bonnaud, F., Morand Ph., Ferre, V., Fédérighi M., Stan, V., Moguedet, G., 2005. Epandage direct et compostage : étude sanitaire comparative de deux filières de valorisation des boues de stations d'épuration. Conférence sur l'Ingénierie pour le Traitement de Déchets "WasteEng". Albi, Franta (pe CD).

- Purchase, D., Miles, R. 2001. Survival and Nodulating Ability of Indigenous and Inoculated *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in Sterilized and Unsterilized Soil Treated with Sewage Sludge. *Current Microbiology, An International Journal* 42,
- Rebah Ben, F., Tyagi, D. R., Prévost, D. 2002. Wastewater sludge as a substrate for growth and carrier for rhizobia: the effect of storage conditions on survival of *Sinorhizobium meliloti*. *Bioresource Technology* 83,
- Redlinger, T., Graham, J., Barud-Corella, V., and Avitia, R. 2001. Survival of Fecal Coliforms in Dry-Composting Toilets. *Applied and Environmental Microbiology* 67, 4036-4040.
- Renella, G., Chaudri, M. A., Brooks, C. P. 2002. Fresh addition of heavy metals do not model long-term effects on microbial biomass and activity. *Soil Biology & Biochemistry* 34,
- Rogers, F.B., Tate III, L. R. 2001. Temporal analysis of the soil microbial community along a toposequence in Pineland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1389-1401.
- Sandaa, A.-R., Torsvik, V., Enger, Ø., Daae, L. F., Castberg, T., Hahn, D. 1999. Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution. *FEMS Microbiology Ecology* 30,
- Selivanovskaya, Yu., S., Latypova, Z. V., Kiyamova, N. S., Alimova, K. F. 2001. Use of microbial parameters to assess treatment methods of municipal sewage sludge applied to grey forest soil of Tatarstan. *Agriculture Ecosystems & Environment* 86, 145-153.
- Seemple, T., K., Hughes, P., Langdon, J. C., Jones, K. 2000. Impact of synthetic pyrethroid-sheep dip on the indigenous microflora of animal slurries. *FEMS Microbiology Letters* 190, 255-260.
- Seemple, T. K., Reid, J. B., Fermor, R. T. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution* 112, 269-283.
- Sidhu, J., Gibbs, A. R., Ho, E. G., Unkovich, I. 2000. The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. *Wat. Res.* 35, 913-920.
- Slater, A. S., Frederickson, J. 2001. Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe. *Resources, Conservation & Recycling* 32, 359-374.
- Stan, V., 1996. Contribuții la valorificarea agricolă nepoluantă a unor reziduuri de gospodărie orășenească. Teză de doctorat.
- Stan, V., Văjială, M., Dumitru, M., Gamenț, E. 1996. Effet du compost obtenu de boue d'épuration et des débris végétaux sur la production du ray-grass (*Lolium perenne*). În volumul : "Effets des systèmes de culture sur le rendement, la qualité des produits agricoles, la rentabilité et la protection de l'environnement, pour les principales cultures et les pâturages", vol. III, pp 220-226.
- Stan, V., Văjială, M., Dumitru, M., Gamenț, E., 1996. Efectul compostului urban asupra producției și calității la porumb boabe. "Lucrări științifice", Universitatea Agronomică și de Medicină Veterinară – Iași, vol. 39, pp 81-86.
- Stan, V., Gamenț, E., 2003. Reciclarea nămolurilor de epurare în agricultură: o critică asupra necesităților și efectelor. Volumul lucrărilor Simpozionului Internațional "Mediul - Cercetare, Protecție și Gestiune", Universitatea "Babeș-Bolyai". Editura Presa Universitară Clujeană, p. 487-490, ISBN - 973-610-150-9.
- Strachan, J. C. N., Fenlon, R. D., Ogden, D. I. 2001. Modelling the vector pathway and infection of humans in an environmental outbreak of *Escherichia coli* O 157. *FEMS Microbiology Letters* 203, 69-73.
- Stubner, S. 2002. Enumeration of 16S rDNA of *Desulfotomaculatum* lineage 1 in rice field by real-time PCR with SybrGreen™ detection. *Journal of Microbiological Methods* 50, 155-164.
- Tiquia, M. S., Tam, Y. F. N., Hodgkiss, J. I. 1997. Effects of turning frequency on composting of spent pig-manure sawdust litter. *Bioresource Technology* 62, 37-42.
- Tiquia, M. S., Tam, Y. F. N. 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource Technology* 65,
- Tiquia, M. S., Tam, Y. F. N. 2000. Co-composting of spent pig litter and sludge with forced-aeration. *Bioresource Technology* 72, 1-7.
- Tiquia, M. S., Tam, Y. F. N. 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry* 37, 869-880.
- Trevisan, D., Vansteelant, J. M., and Dorioz, J. M. 2002. Survival and leaching of fecal bacteria after slurry spreading on mountain hay meadows: consequences for the management of water contamination risk. *Water Research* 36, 275-283.
- Turner, C. 2002. The thermal inactivation of *E. coli* in straw and pig manure. *Bioresource Technology* 84, 57-61.
- Valdrighi, M. M., Pera, A., Agnolucci, M., Frassietti, S., Lunardi, D., Vallini, G. 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*) -soil system: a comparative study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 133-144.
- Vasseur, L., Cloutier, C., Labelle, A., Duff, J.-N., Beaulieu, C., and Anseau, C. 1996. Responses of indicator bacteria to forest soil amended with municipal sewage sludge from aerated and non-aerated ponds. *Environmental Pollution* 92, 67-72.
- Vasseur, L., Cloutier, C., Anseau, C. 2000. Effects of repeated sewage sludge application on plant community diversity and structure under field conditions on odzolic soils in eastern Quebec. *Agriculture Ecosystems & Environment* 81, 20-216.
- Văjială, M., Dumitru, M., Dumitru, E., Gamenț, E., Jidav, E., Stan, V., Ștefănescu, L., Jianu, I., 1994. Utilizarea agricolă a produselor reziduale urbane, respectând mediul înconjurător. În volumul: "Effets des systèmes de

- culture sur le rendement, la qualité des produits agricoles, la rentabilité et la protection de l'environnement, pour les principales cultures et les paturages", vol. I, p. 13-23.
- Văjială, M., Dumitru, M., Jinga, I., Gamenț, E., Stan, V., Ștefănescu, R., Berindei, A., 1994. Le compostage des boues obtenues des difuses secteurs économiques par l'épuration des eaux usées – moyen de prévention et de combat de la pollution de l'environnement. În volumul: 17-ème Conférence Régionale Européenne sur les Irrigations et le Drainage ICITID/CIID, Varna, Bulgaria.
- Văjială, M., Dumitru, M., Mihai, D., Gamenț, E., Stan, V., Damian, M., Berindei, A., 1995. Qualité du sol et de la production végétale sous l'influence de la fertilisation avec des grandes doses de boues d'épuration. În volumul: "Effets des systèmes de culture sur le rendement, la qualité des produits agricoles, la rentabilité et la protection de l'environnement, pour les principales cultures et les paturages", vol. II, p.135-139.
- Văjială, M., Dumitru, M., Ciofu, R., Țogoe, I., Gamenț, E., Stan, V., 1997. Reserches regarding the translocation of heavy metals in soil-plant-animal system. Volumul: Proceedings of the ESNA, XXVI annual meeting, pp 53-60.
- Văjială, M., Stan, V., Mihai, D., Dumitru, M., Dumitru, E., Gamenț, E., 1998. Transferul metalelor grele în sistemul sol-plantă-animal după fertilizare cu doze mari de nămol de epurare la cultura de porumb. Lucrări Științifice USAMV "Ion Ionescu de la Brad"-Iași, Vol. 41, seria agronomie, pp 275-282, ISSN 1454-7414.
- Văjială, M., Ciofu, R., Stan, V., Dumitru, M., Gamenț, E., Ion, I., 1999. Fertilizarea tomatelor cu compost din nămol de epurare și translocarea metalelor grele în sistemul sol-plantă. Lucrări Științifice USAMV "Ion Ionescu de la Brad"-Iași, anul XXXXII, Vol. 1 (42/1999), seria agronomie. Ed. "Ion Ionescu de la Brad", p. 366-373, ISSN 1454-7414.
- Văjială, M., Dumitru, M., Ciofu, R., Stan, V., Gamenț, E., Calciu, I., Petra, O., 2002. Better use of some waste from wood industry by composting with organic sludge resulted from different economic sectors. Proceedings of the ESNA annual meeting, pp.74-78.
- Văjială, M., Ciofu, Ruxandra, Dumitru, M., Stan, Vasilica., Gamenț, Eugenia, 2002. The cumulative effect of several doses of sludge compost on yields and heavy – metal translocation in the soil-plant system of a tomato culture in the solarium. Proceedings of the ESNA annual meeting, pg. 29-35.
- Văjială, M., Ciofu, R., Dumitru, M., Stan, V., Gamenț, E., Budoii, Gh., 2004. The cumulative effect of a three-year application of some saw-dust and sewage sludge compost rates upon solarium-grown tomato yield and quality. Proceedings of ESNA-European Society for New Methods in Agricultural Research, XXXIV Annual Meeting. pg. 95.
- Văjială, M., Ciofu, R., Stan, V., Gamenț, E., Calciu, I., 2004. Efectul unor doze mari de compost din rumeguș de rașinoase și nămol de epurare asupra randamentului și calității la tomatele cultivate în solar. Lucrări Științifice USAMV-București, seria A, ISSN 1222-5339, pg. 65-72.
- [Wery, N., Pourcher, A.-M., Stan, V., Delgenes, J.-P., Picard-Bonnaud, F., Godon, J.-J., 2006. Survival of *Listeria monocytogenes* and *Enterococcus faecium* in sludge evaluated by real-time PCR and culture methods. *Letters in Applied Microbiology*. ISSN 0266-8254, nr. 43, 131-136.](#)
- Widmer, F., Fließbach, A., Laczkó, E., Aurich-Schulze, J., Zeyer, J. 2001. Assessing soil biological characteristics: a comparison of bulk soil community DNA-, PLFA-, and BiologTM-analyses. *Soil Biology & Biochemistry* 33,
- Wittling-Serra, C., Houot, S., Alabouvette, C. 1996. Increased soil suppressiveness to *Fusarium* wilt of flax after addition of municipal solid waste compost. *Soil. Biol. Biochem.* 28, 1207-1214.
- Wong, C. W. J., Fang, M. 2000. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Wat. Res.* 34, 3691-3698.
- Zopras, A. A., Kapetanios, E., Zopras, A. G., Karlis, P., Vlyssides, A., Haralambus, I., Loizidou, M. 2000. Compost produced from organic fraction of municipal solid waste, primary stabilized sewage sludge and natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials B77*, 149-159.
- Simona Vaida MMGA. Conferința ARA 2006. Situația generării și utilizării nămolurilor din stațiile de epurare în agricultură -
- Mihai Dumitru INCPAPM București, Mircea Mihalache, Leonard Ilie USAMV București, Conferința ARA 2006. Cercetări în domeniul utilizării nămolurilor de epurare orășenești în agricultură
www.fao.org.