МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ВІДКРИТИЙ МІЖНАРОДНИЙ УНІВЕРСИТЕТ РОЗВИТКУ ЛЮДИНИ “УКРАЇНА”

Рівненська Філія

Кафедра комп’ютерного еколого-економічного моніторингу

Курсова Робота

З дисципліни: “Об’єктно-орієнтованний аналіз:моделювання стану навколишнього середовища”

На тему: “Моделювання забруднення ґрунтів”

Виконав:

Студент 2-го курсу

Спеціальності “Комп'ютерний

еколого-економічний моніторинг”

Марчук Олександр

Керівник:

Грицюк П.М

Рівне-2003

План

1. Родючість ґрунтів
2. Ґрунти і екологія
3. Ґрунти Рівненщини
4. Математичні моделі розрахунку і прогнозування хімічного забруднення ґрунту
5. Моделювання забруднення ґрунту пестицидами
6. Приклад моделі розрахунку і прогнозування хімічного забруднення ґрунту

Висновок

Література

1. Родючість ґрунтів

Одним з основних критеріїв якісної оцінки сільськогосподарських угідь виступає родючість ґрунтів, як основа функціонування цієї категорії земель, а головним показником, за допомогою якого оцінюється родючість фунту, виступає вміст у ньому комплексу специфічних органічних речовин - гумусу. Від кількості гумусу залежить не лише врожайність рослин, але й спрямованість ґрунтових процесів, екологічний стан ґрунтів і ландшафтів, ефективність заходів по підвищенню родючості ґрунтів та охорони навколишнього середовища. Рівень гумусованості ґрунтів теж має зональну залежність. Так, якщо дерново-підзолисті ґрунти Полісся характеризуються невисоким вмістом гумусу (0,7-2,0%), а у лісостепу гумусованість зростає від 1,0-2,5% у ясно-сірих ґрунтах до 4,0-6,0% у чорноземах типових, то у чорноземному степу кількість гумусу знижується у протилежному напрямку - з півночі на південь - від 6,0 до 1,5%. Як показують матеріали Держкомзему (1998 p.), на протязі останніх десятиріч в Україні спостерігається досить стала тенденція до зниження вмісту гумусу в ґрунтах, що пояснюється як природними процесами (насамперед, ерозійно-дефляційними), так і спрацюванням гумусу в процесі інтенсифікації сільськогосподарського виробництва. За даними спостережень протягом останніх 30 років, середньорічні втрати гумусу на Поліссі становлять 0.1, у лісостепу-0,8, у степу-0,4 т/га, чим і пояснюється нагальна необхідність реалізації наукових розробок по відновленню родючості ґрунтів, запропонованих науковцями і практиками України та з успіхом апробованих у різних природних зонах та на різних ґрунтових відмінах.

Для порівняльних оцінок родючості ґрунтів за їх природними особливостями (з урахуванням рівнів інтенсифікації землеробства) проводиться бонітування ґрунтів (від лат. bonitas - доброякісність), при якому весь комплекс якісних показників ґрунту оцінюється у балах (в Україні - від 22-31 бала у дерново-підзолистих піщаних і глинисто-піщаних ґрунтах до 65-100 балів у чорноземах типових). Саме бонітування ґрунтів є однією з найважливіших підвалин головного документу, що визначає основні засади землекористування в Україні - Земельного кадастру.

1. Грунти і екологія

На сучасному етапі надзвичайно загострюються екологічні аспекти землекористування в Україні. Більшість екологічних негараздів, пов'язаних з використанням земельних ресурсів, мають природну основу, однак їх активізація зумовлена не стільки ритмікою (циклічністю) природних явищ, скільки антропогенним впливом, точніше - наслідками нерозважливого господарювання, орієнтованого не на перспективу, а на сьогоденну віддачу.

Серед основних несприятливих факторів, що позначаються на кількісній і якісній сторонах земельних ресурсів, насамперед згадаємо про ерозійні процеси, які полягають у руйнуванні ґрунтового покриву, переміщенні, перетиранні, обточуванні та перевід-кладенні твердих частинок ґрунту під дією води, вітру або під час обробітку ґрунту. В залежності від переважаючих факторів, що зумовлюють розвиток ерозійних процесів, останні поділяються на три групи - водну, вітрову та агротехнічну ерозію. При цьому розрізняють ерозію нормальну, яка проявляється на територіях, не порушених господарською діяльністю людини, та прискорену, що розвивається під антропогенним впливом (розорювання схилів, нерегульовані випаси худоби на них, суцільне вирубування лісів тощо). Цілком зрозуміло, що в сучасних умовах ми маємо справу переважно з процесами прискореної ерозії, негативний вплив якої проявляється головним чином на основному виді сільськогосподарських угідь - ріллі, причому за ступенем еродованості виділяються слабо-, середньо- та сильноеродовані землі. Станом на 1.01.1996 p. в Україні еродовано 12,9 млн.га сільськогосподарських угідь (30,8%), у тому числі 10,6 млн. га ріллі (31.6%). При цьому кожного року площі еродованої ріллі зростають пересічно на 70 тис.га.

Другий за поширенням (після ерозії) екологічний аспект землекористування в Україні пов'язаний з інтенсивним забрудненням ґрунтів, яке виникає внаслідок господарської діяльності людини, причому діяльності, далеко не завжди безпосередньо пов'язаної з експлуатацією земельних ресурсів. Основні напрямки забруднення ґрунтів, які підлягають постійному польовому і лабораторному контролю, визначаються нагромадженням у ґрунтовому покриві залишків засобів захисту рослин (пестицидів), мінеральних добрив та важких металів. При цьому реальний вміст шкідливих речовин у ґрунті порівнюється з вже згадуваними гранично допустимими концентраціями (ГДК) - нормативне встановленим вмістом таких речовин у масі ґрунту (мг/кг), при якому гарантується відсутність негативного (прямого чи опосередкованого) впливу на здоров'я людини та санітарні умови проживання населення. На практиці одним з основних екологічних критеріїв забруднення ґрунтів виступає саме нагромадження у ґрунтах різноманітних важких металів, що потрапляють у ґрунт з повітря або через підземні води (досить згадати, що, наприклад, у одній лише вугільній золі міститься до 70 хімічних елементів, серед яких значна кількість може бути віднесена до групи важких металів). При цьому на чільні позиції виходять навіть не кількісні оцінки нагромаджуваних у ґрунтах важких металів, а їх токсичність. Однак, як зазначає С.Веремеєнко (1999), на даний час ще не розроблені чіткі критерії токсичності кожного елементу для різних сільськогосподарських культур, в зв'язку з чим при екологічних оцінках стану забруднення ґрунту можна користуватися емпіричними показниками, наприклад, коефіцієнтом токсичності (Кт), запропонованим Г.Євдокимовою:

Кт = Са + Mg / т.е., (27)

де: Са + Mg- сума обмінних основ;

m.e - вміст токсичного елементу. При цьому для кожного хімічного елементу, що забруднює ґрунт, як і для кожного типу ґрунтів повинна розроблятися своя шкала токсичності. Так, для підзолистих ґрунтів, забруднених нікелем, ця шкала має наступний вигляд: при Кт >30 ґрунт вважається нетоксичним, при Кт = 10-29 -слаботоксичним, при Кт <9 - сильнотоксичним.

В зв'язку з сказаним, надзвичайно актуальними стають проблеми визначення допустимих меж присутності важких металів у ґрунтах.

При цьому кількісними критеріями допустимого вмісту важких металів у ґрунтах виступають згадувані вже величини ГДК, а при їх відсутності (оскільки на сьогоднішній день ГДК розроблені далеко не для всіх важких металів) користуються особливим показником - клерками, які показують середній вміст хімічного елементу в незабрудненому ґрунті (табл.10).

В залежності від вмісту важких металів існує 6 оціночних класів ґрунтів, за якими визначаються допустимі умови використання ґрунтів (табл.11)

Забруднення ґрунтів має виразний регіональний характер. Так, надмірні концентрації шкідливих речовин, пов'язаних з внесенням мінеральних добрив, відмічаються на ґрунтах Полісся і Карпатського регіону, де протягом 1985-1990 років вносилися підвищені дози таких добрив - від 210-240 до 300 кг/га (при показнику середньому по Україні -150 кг/га). Високі дози мінеральних добрив (150-200 кг/га) вносилися також в окремих областях лісостепової зони (Київська, Чернівецька). Локальні ділянки надмірного використання мінеральних добрив відмічалися і на зрошуваних землях степової зони. Головним наслідком цього процесу стало нітратне забруднення ґрунтів та вирощеної на них сільськогосподарської продукції. Підвищене забруднення важкими металами (свинцем, хромом, нікелем тощо) відмічається головним чином на територіях, прилеглих до великих промислових центрів (особливо на Донбасі та у Придніпров'ї), а також на окремих ділянках, прилеглих до напружених автомагістралей.

Як показують дослідження А.Обухова (1989), забруднення ґрунтів важкими металами більш уповільнено відбувається на чорноземах, які мають (у порівнянні з дерново-підзолистими фунтами піщаного та супіщаного гранулометричного складу) значно більше органічної речовини і високу вбирну здатність. Коефіцієнти дифузії важких металів у чорноземах у 2-3 рази нижчі, ніж у дерново-підзолистих грунтах, а відтак чорноземи страждають від наслідків забруднення значно менше, ніж підзолисті піщані і супіщані ґрунти. На чорноземах менше пошкоджується врожай і погіршується його якість, ніж на інших ґрунтах.

Окрема специфічна проблема пов'язана з масовим радіонуклідним забрудненням ґрунтів внаслідок Чорнобильської катастрофи (головним чином цезієм-137, меншою мірою - стронцієм-90). Підвищене радіоактивне забруднення відмічається не тільки в усіх областях Українського Полісся, від Волині до Сумщини, але й на окремих локаліях Вінницької, Черкаської і навіть Чернівецької областей, куди поширювалася чорнобильська "хмара" під час аварії.

Серед екологічних ускладнень, пов'язаних із земельними ресурсами України, відзначимо також процеси засолення та вторинного заболочування ґрунтів, активізація яких теж тісно переплітається з господарською діяльністю людини, про що згадувалося нами вище.

За ступенем комплексного прояву згаданих та інших аномалій розрізняють кілька основних типів екологічних ситуацій, які складаються на землях України:

Сприятлива ситуація відмічається на територіях, що не зазнають впливу радіонуклідів та шкідливих викидів промислових підприємств і характеризуються невисоким (<3 кг діючої речовини на 1 га площі) пестицидним навантаженням. При цьому вміст валових форм важких металів у ґрунті знаходиться на рівні кларків, а у рослинницькій продукції та рухомих формах у ґрунтах він не перевищує ГДК.

Задовільна ситуація складається на територіях з незначним забрудненням Cs-137 (на рівні 0,1- 1,0 Кі/км2) і Sr-90 (<0,02 Кі/км2) та пестицидним навантаженням до 3-4 кг/га діючої речовини (д.р.). При цьому залишкові кількості пестицидів у ґрунті значно менші ГДК, вміст важких металів у ґрунтах, у рослинницькій продукції та у рухомих формах не перевищує ГДК.

Передкризова ситуація характерна для територій з радіонуклідним забрудненням по Cs-137 не вище 1-5 Кі/км2 і по Sr-90 - до 0,02-1,0 Кі/км2 та пестицидним навантаженням 4-5 кг/га д.р. Залишкові кількості пестицидів та валових форм важких металів у ґрунті і в рослинницькій продукції знаходяться на рівні ПДК, а у рухомих формах у ґрунтах перевищують ГДК у 1,5-2 рази.

Кризова ситуація складається на територіях з рівнем радіонуклідного забруднення Cs-137 у межах 5-15 Кі/км2 і Sr-90 -1-3 Кі/км2, причому залишкові кількості пестицидів у ґрунтах і рослинах у 1,1-1,5 рази перевищують ГДК, вміст валових форм важких металів перевищує ГДК у 2-10 разів, а у рослинній продукції - у 1,1-1,5 рази (в рухомих формах у ґрунтах він у десятки разів перевищує ГДК).

Катастрофічна ситуація проявляється на територіях, де відмічається перевищення всіх нормативів, притаманних кризовим площам.

Останнім часом за такою схемою Держкомзем оцінює й протиерозійну стійкість ґрунтів (при цьому фактичний стан еродованості порівнюється з теоретичною "нормою ерозії", визначеною для різних типів ґрунтів у різних природних регіонах). Зрозуміло, що наведена методика якісної оцінки екологічних ситуацій, пов'язаних із земельними ресурсами, може бути застосована лише на основі ретельних комплексних обстежень території України. Ця робота в державі проводиться систематично, проте в умовах економічної скрути темпи її залишають бажати кращого.

За таких умов загальну уяву про екологічну стійкість земельних ресурсів України можна скласти на основі порівняння кількісних (площинних) показників описаних вище типів сільськогосподарських угідь. При цьому виходять з того, що найбільш нестійкими (в екологічному розумінні) угіддями виступають орні землі, в той час як сіножаті, пасовища, ліси, чагарники, болота розглядаються як умовно стабільні угіддя. Отже, показником екологічної стійкості ґрунтів (ПСЕГ) може виступати відношення умовно стабільних угідь до площі орних земель. Більшою екологічною стійкістю відрізняються земельні ресурси західних і північних областей України, в той час як найбільш вразливі території зосереджені на півдні та на сході держави.

3. Ґрунти Рівненщини

Складні природні умови області, і в першу чергу розмаїття приповерхневих геологічних утворень ("материнських порід"), зумовили строкатість і різноманітність ґрунтового покриву описуваної території. За даними крупно масштабних ґрунтових обстежень, у межах області було виділено 277 ґрунтових відмін (М.Кваша,1970). Новіші роботи ґрунтознавців Рівненського філіалу Інституту землеустрою, Рівненського державного технічного університету та інших наукових і проектних організацій області дозволяють виділити з цього розмаїття кілька найпоширеніших типів ґрунтів.

Дерново-підзолисті ґрунти сформувалися переважно під лісами з участю трав'яної рослинності, що зумовило одночасний прояв двох протилежних процесів ґрунтоутворення: з одного боку - підзолистого, при якому руйнуються мінеральні й органічні частини ґрунту, а з іншого - дернового, який сприяє нагромадженню органічних та мінеральних (насамперед карбонатних) речовин у ґрунтовій товщі В залежності від переважання того чи іншого процесу, особливо підзолистого, розрізняють приховано-, слабо- та середньопідзолисті грунти. Разом з тим, на складі, будові і властивостях ґрунтів відчутно позначаються особливості материнських порід, на яких протікали процеси ґрунтоутворення, в зв'язку з чим виділяються піщані, глинисто-піщані та супіщані різновиди дерново-підзолистих ґрунтів.

Зважаючи на значне поширення цих ґрунтів, особливо на межиріччях і великих борових (перших надзаплавних) терасах Полісся, дерново-підзолисті ґрунти досить інтенсивно використовуються у сільськогосподарському виробництві області, про що свідчить і відносно високий рівень їх розорювання (понад 60%).

Опідзолені ґрунти сформувалися переважно на лісовидних породах і поширені у південній лісостеповій частині області, займаючи вододільні плато та їх схили на Волинській височині. У формуванні ґрунтів цього типу проявився вплив двох основних грунтоутворчих процесів - підзолистого і чорноземного, в залежності від переважання яких виділяють кілька типів ґрунтів: ясно-сірі, сірі опідзолені, темно-сірі опідзолені та чорноземи опідзолені. Найбільше поширення у межах області мають сірі опідзолені ґрунти (близько 123 тис.га), які характеризуються значною кислотністю, а відтак - безструктурністю і розпорошенням орного шару, схильного до запливання та утворення кірки на поверхні, нарешті, незначним вмістом гумусу і зниженою родючістю. Разом з тим, ці ґрунти інтенсивно розорюються (82%) і досить ефективно використовуються при вирощуванні зернових, технічних та плодових культур, багаторічних трав тощо.

Менш яскраво проявлявся підзолистий процес при формуванні темно-сірих опідзолених ґрунтів, в зв'язку з чим вони відрізняються більшим вмістом гумусу (2,2-3,0%), зменшенням кислотності, поліпшенням фізичних властивостей (простежується, хоч і слабо виявлена, зернисто-грудкувата структура, зменшується схильність до запливання тощо). Все це зумовлює кращу родючість, а відтак і високий рівень розорювання (понад 92%) темно-сірих опідзолених ґрунтів, загальна площа яких в області перевищує 72 тис. га.

Ще менше виявлений підзолистий процес у чорноземів опідзолених, площа яких охоплює майже 62 тис. га. За своєю морфологією, фізико-хімічними властивостями і родючістю вони наближаються до чорноземів типових.

Високі рівні розорювання опідзолених ґрунтів в умовах хвилястої поверхні вододільних просторів та схилів лесового плато, сприяють інтенсивному розвитку ерозійних процесів, що проявляються через втрату природної родючості ґрунту (площинний змив), а часом і через повне руйнування ґрунтового покриву (яркова ерозія). За даними Рівненського філіалу Інституту землеустрою, майже 43% площ поширення опідзолених ґрунтів характеризуються різними ступенями змитості ґрунтового покриву. Чорноземи типові складають найцінніші земельні угіддя області, що формувалися під трав'яною рослинністю (луки, степи) на лесових відкладах Волинської височини, займаючи площі понад 42 тис.га. Ці грунти характеризуються легко-суглинковим складом з високим вмістом пилу і мулу, зернисто-грудкуватою структурою орного шару, слабокислою або нейтральною реакцією ґрунтового розчину.

За вмістом гумусу чорноземи області поділяються на слабогумусовані (1,7-3,0%) та малогумусовані (3,0-4,5%), а за потужністю гумусової частини профілю - на неглибокі (80-110 см) та глибокі (до 120-130 см).

Розміщення на високих гіпсометричних рівнях та інтенсивне розорювання чорноземів (по окремих різновидах розорано від 92 до 100% площ) сприяють поширенню ерозійних процесів, в зв'язку з чим на початок 90-х років майже 40% площ, вкритих грунтами цього типу, мають явні ознаки різних ступенів змитості (від слабо- до сильнозмитих).

Чорноземи та дерново-карбонатні ґрунти, що утворилися на елювії карбонатних порід, мають в області фрагментарне поширення (зокрема, у Малому Поліссі), хоч їх загальна площа (понад 39 тис.га) мало поступається перед описаними вище чорноземами типовими.

Характерною рисою грунтів цієї групи є відчутне зменшення потужності гумусованої товщі (рідко перевищує 20-30 см) і різкий перехід до корінної породи (тріщинуваті мергелі, вапняки). Ці грунти мають дещо гірші, порівнюючи з чорноземами типовими, фізико-механічні та водні властивості, відрізняються переважно лужною реакцією ґрунтового розчину. Найбільш ефективно використовуються для вирощування озимої пшениці, особливо за умови підживлення фосфорними добривами. Розораність перевищує 95%, проте змитість відчутно зменшується, що пояснюється відносно незначними перевищеннями ареалів розвитку цих грунтів над місцевими базисами ерозії.

Дещо кращі властивості мають дерново-карбонатні грунти, що утворилися на елювії карбонатних порід (перегнійно-карбонатні або рендзини). На цих грунтах можуть вирощуватися непогані врожаї різноманітних сільськогосподарських культур, особливо за умови забезпечення посівних площ калійними добривами. Рендзини фрагментарне зустрічаються у Малому Поліссі та у Костопільському районі. Дернові грунти поширені переважно у південній частині Рівненського Полісся, а також на заплавах річкових долин у межах Волинської височини, займаючи загальну площу понад 130 тис.га. Утворилися переважно на пісках (часом на супісках), в зв'язку з чим характеризуються легким механічним складом, малим вмістом органічних речовин, незначним насиченням основами. Зустрічаються розвинені (глибокі) дернові глейові грунти, де потужність гумусового горизонту сягає 20 см, та нерозвинені (неглибокі) різновиди, з потужністю гумусового горизонту до 8-10 см.

Незначний вміст гумусу, а відтак нестача азоту і фосфору, зумовлює низьку природну родючість дернових грунтів. Особливо це стосується піщаних та зв'язно-піщаних відмін, де на додаток до сказаного відчувається і нестача калію.

Лучні та чорноземно-лучні грунти зустрічаються по всій території області, займаючи низькі (часом і високі) рівні заплав, днища балок і фрагментарно - окремі ділянки надзаплавних річкових терас та знижених вододілів (особливо на Поліссі). Формуються переважно під трав'янистою рослинністю на алювіальних та делювіальних відкладах в умовах надмірного тимчасового зволоження.

За глибиною залягання грунтових вод і рівнем оглеєння розрізняють лучні глейові та лучно-болотні грунти. У перших рівні ґрунтових вод залягають на глибинах 50-100 см, а у других грунтові води підходять безпосередньо до поверхні. На окремих ділянках високих заплав, надзаплавних терас та знижених вододілів поширені лучно-чорноземні грунти (загальна площа близько 7 тис.га), які теж формуються під трав'янистою рослинністю в умовах високого залягання рівнів ґрунтових вод. Ці грунти одночасно поєднують ознаки лучних грунтів (часто навіть мають оглеєння у нижній ділянці профілю) і чорноземів, хоча у порівнянні з останніми вони більш зволожені і гумусовані.

Лучні, лучно-болотні і особливо лучно-чорноземні грунти мають порівняно високу потенційну родючість і використовуються переважно як природні кормові угіддя. Значні площі таких грунтів розорані і призначаються під польові сівозміни, а особливо - для вирощування кормових і овочевих культур. Щодо районування грунтів на території області можна сказати наступне.

РАДИВИЛІВСЬКИЙ район. Переважають дерново-глейові карбонатні та чорноземно-лучні карбонатні грунти характеризуються відсутністю торфового шару і являють собою чорну землисту масу, яка світлішає з глибиною. Загальна потужність рідко перевищує 50-70 см.

Аналіз водно-фізичних та фізико-хімічних властивостей ґрунтового покриву показує, що переважна більшість ґрунтових різновидів може досить ефектив використовуватися у сільськогосподарському виробництві лише за умови штучного поліпшення, тобто вимагає застосування науково обгрунтованої системи гідротехнічних хімічних меліорацій. За особливостями літології материнських порід, провідних проце грунтотворення, морфології та водно-фізичних властивостей і природної родючості груш у межах Рівненщини виділяють (С.Вознюк, П.Кузьмич та ін., 1976) вісім грунто- меліоративних районів, які характеризуються не тільки домінантним поширенн тих чи інших типів грунтів, але й особливостями господарського використання і поліпшеї ґрунтового покриву території. Болотні грунти поширені головним чином у Поліссі, займаючи різні за генезисом і розмірами зниження у алювіальних та озерно-льодовикових відкладах. Фрагментарне зустрічаються у межах Волинської височини та Малого Полісся, особливо на заплавах Ікви, Свитеньки, Вілії та інших приток Стиру і Горині.

ЗАРІЧНЕНСЬКИЙ. Переважають болотні (50%), дерново-підзолисті (29%) та дернові грунти.

ВИСОЦЬКО-РАФАЛІВСЬКИЙ. Переважають болотні грунти.

ПЛАВ-ГОРИНСЬКИЙ. Найбільш розвинені торфовища (50%), дерново-підзолисті (30%), лучні (12%) та дернові грунти.

САРНЕНСЬКИЙ. Переважають дерново-підзолисті (на підвищеннях) і дерново-карбонатні (у зниженнях) грунти.

РОКИТНІВСЬКИЙ. Найбільш поширені дерново-підзолисті оглеєні грунти.

КОСТОПІЛЬСЬКИЙ. Основу грунтового покриву складають дерново-слабопідзолисті карбонатні та лучні грунти з окремими низинними торфовищамц.

РІВНЕНСЬКИЙ. Найбільш розвинені сірі опідзолені грунти на лесовидних суглинках та чорноземи.

4. Математичні моделі розрахунку і прогнозування хімічного забруднення ґрунту

Натурними спостереженнями встановлено інтенсивне забруднення ґрунту хімічними елементами промислових відходів, а також накопичення в ньому залишкової кількості пестицидів. В зв’язку з цим важливим є прогнозування на перспективу потрапляння забруднення в ґрунт промислових центрів і сільськогосподарських територій.

Згідно даних про ступінь і характер забруднення ґрунту в районі шлаконакпичувачів були розроблені моделі розрахунку деяких хімічних елементів в поверхневому (0-20 см) горизонті ґрунту, а саме для:

Міді

; (1)



Цинку

(2)



Хрому

(3)



Нікелю

(4)



де r – відстань від шлакнакпичувача (м);



x0 – вихідне значення хімічних елементів в ґрунті, мг/кг.

Дослідженнями встановлено інтенсивне забруднення цими хімічними речовинами поблизу Териконів. Тому перевірка цих моделей з метою визначення можливості їх застосування для прогнозу забруднення ґрунту відходами вугільної промисловості була проведена на матеріалах про наявність в ґрунті хрому, міді, нікелю і інших хімічних сполук в районі розміщення териконів(таблиця 1).

Результати порівняння фактичних і розрахункових значень рівнів забруднення ґрунту біля териконів і звалищ в залежності від відстані, %

()



|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Відстань від об’єкта дослідження | По шахті №1 | | По шахті №2 | | По звалищі | | | |
| Cu | Cr | Cu | Cr | Cu | Cr | Zn | Ni |
| Ґрунт біля підніжжя терикону(звалища) | 98 | 90 | 96 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 |
| 50м від звалища | - | - | - | - | 45 | 140 | 108 | 56 |
| 100м від терикону | 626 | 730 | 561 | 1690 | - | - | - | - |
| 250м від звалища | - | - | - | - | 920 | 1160 | 0 | 3826 |
| 500м від терикону | 7761 | 14090 | 7761 | 28090 | - | - | - | - |
| 1000м від терикону | 42092 | 70756 | 28761 | 106090 | - | - | - | - |

Порівняння даних натурних спостережень і розрахунків свідчать про те, що фактичний рівень забруднення ґрунту в районі Териконів і звалищ відповідає розрахованому тільки в випадках відбору проб біля підніжжя Териконів, тобто на самій близькій відстані від вивчаючого об’єкта. В цих випадках відсоток достовірності досягає 90-98%. При відборі проб ґрунту на відстані 500 і 1000м, розраховані величини перевищують фактичні в десятки, сотні , а то і тисячі разів.

Варто відмітити, що хімічне забруднення ґрунтів в основному здійснюється двома шляхами: поглинанням верхнім шаром ґрунту викидів промислових джерел в атмосферу ; безпосереднє внесення хімічних речовин у вигляді добрив, пестицидів, гербіцидів. В першому випадку математична модель істотно залежить від структури переносу забруднень повітряним шляхом, висоти, потужності джерела, забруднення і відстані від нього. Якщо врахувати ці умови, то запропоновані математичні моделі (1-4) можуть бути перенесені на вивчаючі об’єкти (ґрунт в районі Териконів ), розміщені на відстані до 50 м від джерела забруднення. Моделі (1-4) можуть бути використані для ідентифікації початкових умов, тоді як для прогнозування забруднення на відстані більше 50-100м необхідно синтезувати різницеве рівняння.

Припустимо, що взаємодія забруднюючих речовин з ґрунтом здійснюється за законом:

, (5)



де допускається можливість як поглинання, так і відбивання забруднюючих речовин.

Для оцінки сумарного впливу джерела, з метою визначення кількості осідаючих забруднюючих речовин, застосовують планшети з липкою чи водяною поверхнею. В Гідрохімічному інституті оцінка сумарного впливу Байкальського целюлозно-паперового комбінату на оз. Байкал здійснюється за результатами зняття проб снігу поблизу джерела забруднення. Основою для побудови моделі є дані натурних спостережень по двох одномірних профілях.

В якості вихідного рівняння (моделі об’єкту)було покладено:

(6)



де L(x,y) - двомірне рівняння дифузії перша складова правої частини характеризує джерело забруднювачів на висоті Н (забруднюючі речовини, які потрапляють через трубу) ; друга складова – неорганізовані викиди підприємства .

Функція може мати різний вигляд, зокрема при



Припускається лінійність джерела з постійною потужністю викидів С на відрізку [O, h] і рівною нулю при z>h.

Якщо



Потужність джерела забруднювачів (терикону, заводу)розподіляється по параболі.

Враховуючи, що коефіцієнти рівнянь (5) і (6) – випадкові функції метеофакторів, і сумуючи ці рівняння з визначеними масами, які вибираються пропорційно часу дії метеорологічних умов і – го типу “усереднені” рівняння також отримуємо у вигляді (5) та (6).



При переході від рівняння (5) до різницевого (7)



Отримуємо, що концентрація речовини, яка поглинається снігом, пропорційна наземній концентрації.

Застосовуючи тепер метод прямих до рівняння (6) для розрахунку забруднення по однорідному профілю, отримаємо рівняння:

(8)



5. Моделювання забруднення ґрунту пестицидами

Одним із найбільш важливих інтегральних показників, які відбивають кінцевий результат взаємодії пестицидів, середовища і зовнішніх факторів, є рівень забруднення того чи іншого середовища. Ґрунт займає особливе місце серед інших середовищ. Існує багато факторів, від яких залежить кількість пестицидів в ґрунті і навколишньому середовищі.

Теоретичною моделлю розчинення, переносу, поглинання і розпаду пестицидів в ґрунтах , у випадку одночасного руху розчину в пористому середовищі, буде рівняння конвертивної дифузії :

(9)



де - дифузійна складова;



- коефіцієнт швидкості розпаду пестициду;



U - концентрація пестициду в розчині;

V - швидкість фільтрації;

- швидкість розчинення пестициду у воді;



- функція поглинання пестициду кореневою системою



Для квазістаціонарного вирішення, коли V не залежить від х та m0=const, швидкість фільтрації розраховується з умови:

(10)



Кінетика процесу розчинення і розпаду може бути писана рівнянням першого порядку:

(11)



де k1 – константи розпаду в твердій фазі (в сухих ґрунтах);

Um - концентрація насичення;

b - концентрація пестициду в твердій фазі ґрунтів.

Для отримання повної моделі чи її рівничного аналогу даних натурних спостережень немає. Є лише результати вивчення міграції пестицидів і металів з ґрунту в рослини які вказують на їх складний, нелінійний характер.

Тому в даний час обстежується розглядом точкових моделей, хоча така заміна вкрай небезпечна: усереднена поведінка пестициду в просторі, ми тим самим не враховуємо можливість його накопичення в окремих точках простору вище норм гранично допустимих концентрацій (ГДК).

Задача дослідження точкових систем зводиться до встановлення залежності між вхідними параметрами – факторами до яких відносяться: фізико – хімічні властивості препарату (молекулярна маса, температура плавлення чи кипіння, розчинність у воді і в жирах, стійкість при різних рН, леткість);фізик – хімічні властивості ґрунту (склад гумусу, середня температура ґрунту , рН, вологість, механічний склад, кількість внесених добрив, мікроорганізми); умови обробки ґрунту (кількість і спосіб внесення препарату і його товарна форма, глибина розорювання, вид культури, яка росте і її урожайність); кліматичні умови (температура атмосферного повітря, його відносна вологість і швидкість руху, кількість опадів і їх періодичність) і інші фактори і вихідні параметри, які свідчать про якість функціонування систем, зміну концентрації пестицидів з часом.

Як раніше вже відмічалося, процес розкладу речовин в ґрунті здійснюється пропорційно текучій концентрації цих речовин У0 , а все різноманіття факторів, які впливають на зміну концентрацій пестицидів чи радіонуклідів з часом , виражається через усереднений коефіцієнт К, який визначається експериментально. Для визначення заданих умов, рівняння буде мати наступний вигляд:

Y = y0 e – k t (12)

Для отримання більш точних даних про зміну концентрації пестицидів в грунті з часом при дії різних факторів оточуючого середовища, користуються методом ґрунтового врахування аргументів для самоорганізації прогнозуючих моделей за даними досліду. Зовнішнім критерієм при синтезі прогнозуючих моделей може бути критерій регулярності чи критерій мінімуму.



На другому етапі селекції відбувається адаптація коефіцієнтів моделі у всіх точках і кожна з F кращих моделей перевіряється за додатковим критерієм селекції: задається “трубка” значень прогнозуючого параметра, яка дозволяє виділити моделі прогнози по яких знаходяться в її межах в процесі крокового інтегрування рівнянь. Точність, яка не виходить за межі “трубки” прогнозів оцінюється за критерієм помилки багаторазового прогнозу

,



де - відповідно фактичне значення і значення покрокового прогнозу, розраховане по даній моделі.



Вибір моделі оптимальної складності виується на площині критеріїв чи .



Оптимальними є моделі, які знаходяться ближче до початку координат:

Приклад 1. прогнозуюча величина c(t) концентрація далапону в грунті. Вхідні параметри – концентрація даної речовини в початковий момент часу c (t0 ), рН грунту в час t. Так як в досліді c(t0) змінювалась в різних межах, то необхідно виконати нормування вхідного параметра . вихідна величина тепер буде:



Повний поліном, на основі якого синтезовані моделі, мають наступний вигляд:

=, (13)



Синтезуються алгебраїчні моделі, тому селекція проходить в один етап з подальшою адаптацією коефіцієнтів моделі у всіх точках. Точок вивчення – 48 , перевірки – 12 . після обробки на ЕОМ отримались наступні найкращі моделі:

= 0,2358743 – 0,6897212 (14)



Помилка прогнозу 15,7 %, або 0,16 в частинах від одиниці.

= (15)



Помилка прогнозу 15,4% , чи 0,15 в частинах від одиниці.

Приклад 2. вхідні величини – тільки концентрація в початковий момент часу c (t0) і час t. Повний поліном такий самий, як і в першому прикладі, але немає рН. Точок вивчення – 10, перевірки – 5.

= (16)



Помилка перевірки 12,08%, чи 0,12 по відношенню до одиниці.

= (17)



Помилка перевірки 10,18%, чи 0,1 по відношенню до одиниці.

Таблиця 2

Залежність концентрації дапалону від часу, доби.

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Зразу після внесення | 5 | 30 | 50 | 75 | 90 |
| 0,66 | 0,56 | 0,47 | 0,44 | 0,35 | 0,28 |
| 1,00 | 0,8 | 0,67 | 0,55 | 0,48 | 0,39 |
| 1,33 | 1,17 | 1,00 | 0,94 | 0,79 | 0,63 |
| 2,00 | 1,167 | 1,40 | 1,32 | 1,12 | 1,03 |

6. Приклад моделі розрахунку і прогнозування хімічного забруднення ґрунту

Згідно даних про ступінь і характер забруднення ґрунту в районі шлаконакпичувачів були розроблені моделі розрахунку деяких хімічних елементів в поверхневому (0-20 см) горизонті ґрунту, а саме для:

Міді; цинку



хрому



нікелю



де r – відстань від шлакнакпичувача (м);



x0 – вихідне значення хімічних елементів в ґрунті, мг/кг.

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| U\ |  | zn |  | cr |  | ni |  |
| x0 |  | x0 |  | x0 |  | x0 |  |
| 100 |  | 100 |  | 100 |  | 100 |  |
| r | y | r | y | r | y | r | y |
| 0 | 99,2 | 0 | 90 | 0 | 90 | 0 | 90 |
| 25 | 151,7 | 25 | 111,25 | 25 | 132,5 | 25 | 127,5 |
| 50 | 209,2 | 50 | 145 | 50 | 200 | 50 | 190 |
| 75 | 271,7 | 75 | 191,25 | 75 | 292,5 | 75 | 277,5 |
| 100 | 339,2 | 100 | 250 | 100 | 410 | 100 | 390 |
| 125 | 411,7 | 125 | 321,25 | 125 | 552,5 | 125 | 527,5 |
| 150 | 489,2 | 150 | 405 | 150 | 720 | 150 | 690 |
| 175 | 571,7 | 175 | 501,25 | 175 | 912,5 | 175 | 877,5 |
| 200 | 659,2 | 200 | 610 | 200 | 1130 | 200 | 1090 |
| 225 | 751,7 | 225 | 731,25 | 225 | 1372,5 | 225 | 1327,5 |
| 250 | 849,2 | 250 | 865 | 250 | 1640 | 250 | 1590 |
| 275 | 951,7 | 275 | 1011,25 | 275 | 1932,5 | 275 | 1877,5 |
| 300 | 1059,2 | 300 | 1170 | 300 | 2250 | 300 | 2190 |
| 325 | 1171,7 | 325 | 1341,25 | 325 | 2592,5 | 325 | 2527,5 |
| 350 | 1289,2 | 350 | 1525 | 350 | 2960 | 350 | 2890 |
| 375 | 1411,7 | 375 | 1721,25 | 375 | 3352,5 | 375 | 3277,5 |
| 400 | 1539,2 | 400 | 1930 | 400 | 3770 | 400 | 3690 |
| 425 | 1671,7 | 425 | 2151,25 | 425 | 4212,5 | 425 | 4127,5 |
| 450 | 1809,2 | 450 | 2385 | 450 | 4680 | 450 | 4590 |
| 475 | 1951,7 | 475 | 2631,25 | 475 | 5172,5 | 475 | 5077,5 |
| 500 | 2099,2 | 500 | 2890 | 500 | 5690 | 500 | 5590 |



Cu



Zn



Cr



Ni

Висновки

Запропонований підхід до математичного моделювання розповсюдження речовин забруднення в природних середовищах (водному, повітряному, грунті) має універсальний характер, який базується на спільності фізичних процесів масопереносу, які описуються в природно – технічних системах рівняннями в часткових похідних; на можливості переходу від неперервних рівнянь до їх різницевих аналогів; на ідентифікації різницевих рівнянь по натурних спостереженнях з використанням універсальних принципів самоорганізації. Специфіка підходу – в особливостях процесів (функції джерела забруднення, властивостях середовища та ін.), виражених в структурі рівнянь , способах організації натурних експериментів (критерії оцінки, перевірка адекватності, вибір списку змінних).

Область застосування методології обумовлена наявністю достатньо повних експериментальних даних. Постановка необхідних експериментів особливо гостро відчувається при ідентифікації ґрунтових процесів: тут варто переходити від точкових моделей до рівнянь одно-, двох- і трьохмірних палів, так як при вивчені пестицидів , важких металів, радіонуклідів важливу роль грає їх просторове розміщення.

В практиці прогнозування виникає потреба моделювання в декількох середовищах одночасно. Комплексна модель може бути отримана комбіновано: на принципах самоорганізації (при наявності експериментальних даних) ,по методу Галеркіна , якщо відомі граничні умови, або на основі імітаційного моделювання. На межах середовищ задаються (а також визначаються емпіричні) умови спряження.

Прогнозування на основі математичного моделювання розглядається не тільки як екстраполяція середовищ в часі і просторі, але як прогноз структурних вимірювань екосистем. Останній напрям тісно пов’язаний до використання методів теорії катастроф. Однак аналогічне вирішення цієї теорії має обмежену область застосування. Більш перспективною є розробка чисельних методів визначення точок рівноваги граничних значень області стійкості і інших структурних особливостей досліджуваних екологічних систем.

Література

1. Коротун І.М. , Коротун Л.М. : Географія рівненської області , Рівне-96.

2. Лаврик В.І. “Методи математичного моделювання в екології” ,: К-98.

3. Ковальчук П.І. Лахно, “Прогнозирование и оптимизация санитарного состояния окружающей среды”. К-98.