

Це може бути пов'язано з посиленням кореневого відбору соснами на полігоні внаслідок їх росту з 2001 р (вік сосен 14 р) до 2003 р (вік сосен 16 р). На наступних етапах досліджень планується більше уваги приділити в тому числі динаміці зміни кореневого відбору вологи лісовими насадженнями на полігоні.

Висновки. Наведена в статті методика загалом показала свою ефективність для прогнозування вологоперенесення в зазначених ґрунтових та кліматичних умовах. Для апроксимації гідрофізичних залежностей піщаних ґрунтів зони аерації доцільно використовувати рівняння ван Генухтена та Мулеама. Зокрема, наведена методика моделювання може бути застосована для прогнозування режиму ґрунтів зони аерації, складеної піщаними відкладами, і розрахунку інфільтраційного живлення підземних вод. Одержані параметри вологоперенесення можуть бути використані для розрахунку міграції радіонуклідів в ґрунтах на ділянці "Рудого лісу" та для інших радіаційно-небезпечних об'єктів, розташованих в ближній зоні ЧАЕС.

1. Бугай Д.О., Девієр Л., Скальський О.С. та ін. Дослідження міграції радіонуклідів на експериментальній ділянці-полігоні в ПТЛРВ "Рудий ліс". Ч. 2: Міграція радіонуклідів в геологічному середовищі // Чорнобильський науковий вісник. – 2007. – № 2 (30). – С. 16-33. 2. Саприкін В.Ю., Бугай Д.О., Скальський О.С., Дзело С.П., Ван Меєр Н., Кубко Ю.І., Сімонуччі К. Режим інфільтраційного живлення ґрунтових вод на ділянці чорнобильського "Рудого лісу" // 36. праць ІГН НАН України. – 2011. – С. 141-151. 3. Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. Crop

evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements // FAO Irrigation and Drainage Paper. – Rome, 1998. – No. 56. – 4. Carrera-Hernández J.J., Smerdon B.D., Mendoza C.A. Estimating groundwater recharge through unsaturated flow modelling: Sensitivity to boundary conditions and vertical discretization // Journal of Hydrology. – 2012. – V. 452-453. – P. 90-101. 5. Johansson P.O. Estimation of groundwater recharge in sandy till with two different methods using groundwater level fluctuations // J. Hydrol. – 1987. – V. 90. – P. 183-198. 6. Keese K.E., Scanlon B.R., Reedy R.C. Assessing controls on diffuse groundwater recharge using unsaturated flow modeling // Water Resour. Res. – 2005. – V. 41. – P. 1-12. 7. Kool J.B., Parker J.C., van Genuchten M.Th. Parameter estimation for unsaturated flow and transport models – a review // J. Hydrol. – 1987. – V. 91. – P. 255-293. 8. Leterme B., Mallants D., Jacques D. Estimation of future groundwater recharge using climatic analogues and Hydrus-1D // Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. – 2012. – V. 9. – P. 1389-1410. 9. Mualem Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media // Water Resour. Res. – 1976. – V. 12. – P. 513-522. 10. Scanlon B.R., Christman M., Reedy R.C., Porro I., Simunek J., Flerchinger G.N. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions // Water Resour. Res. – 2002. – V. 38, № 12. – P. 59-1-59-16. 11. Shuttleworth W. J. Chapter 4. Evaporation // Handbook of Hydrology / aft. red. Maidment D. R. – New York, 1993. – P. 4.1-4.53. 12. Simunek J., Sejna M., van Genuchten M. T. HYDRUS-1D, version 4.14, code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated porous media // Tech. rep. – University of California, Riverside, 2005. 13. Stauffer F., Kinzelbach W. Cyclic hysteretic flow in porous medium column: model, experiment, and simulations. Journal of Hydrology. – 2001. – V. 240. – P. 264-275. 14. van Genuchten M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils // Soil Sci. Soc. Am J. – 1980. – V. 44. – P. 892-898. 15. Yeh W.W.-G. Review of parameter identification procedures in groundwater hydrology: the inverse problem // Water Resour. Res. – 1986. – V. 22, № 2. – P. 95-108. 16. PC-PROGRESS. Engineering software developer. www.pc-progress.com/en/Default.aspx.

Надійшла до редколегії 02.10.12

УДК 556.3:004.94

О. Кошляков, д-р геол. наук, зав.каф.,
О. Диняк, канд. геол. наук, асист.,
І. Кошлякова, пров. інж.

ТЕХНОГЕННА СКЛАДОВА ІНФІЛЬТРАЦІЙНОГО ЖИВЛЕННЯ ҐРУНТОВИХ ВОД ЯК ЧИННИК ЗМІН ГІДРОГЕОДИНАМІЧНИХ УМОВ НА ТЕРИТОРІЯХ ПМА

(Рекомендовано членом редакційної колегії д-ром геол. наук, проф. О.М. Карпенком)

Розглянуто питання зміни гідродинамічних умов на урбанізованих територіях. Встановлено що техногенна складова інфільтраційного живлення є визначальною при формуванні водного балансу підземної гідросфери.

Address the issues of change of hydrodynamic conditions of the urbanized territories. It was established that the anthropogenic component of infiltration power is decisive in the formation of the water balance of the underground hydrosphere.

Вступ. В сучасний період розвитку людства все більша питома вага припадає на мегаполіси, міста та населені пункти. Так в Україні понад 70 % населення проживає у населених пунктах різних типів, які утворюють певного рівня природно-техногенні системи (ПТС), де відбуваються найбільші зміни довкілля (в тому числі і геологічного середовища) [3].

Геологічне середовище – це динамічна система, усі компоненти якої взаємопов'язані між собою. Активізація природного або техногенного впливу на один з компонентів неминує викликає вплив на інші компоненти та їх зміну, які у свою чергу, викликають зворотний вплив на компонент, що піддався основним зовнішнім діям, і отже, його додаткові зміни знову призводить до зміни в суміжних компонентах. Згасання або збільшення таких взаємодій залежить від характеру впливу (тривалості, активності, зміни в часі) та особливостей структури геологічного середовища [4].

Актуальність вивчення змін геологічного середовища урбанізованих територій обумовлена інтенсифікацією будівництва, коригуванням регламентуючої містобудівельної документації у відповідності до сучасних екологічних вимог, необхідністю оцінки ризику прояву небезпечних природних та природно-техногенних явищ

або процесів. Стійкість та динамічність ПТС в цілому визначається низкою чинників, серед яких важливим є стан підземної гідросфери.

З елементів геологічного середовища підземні води мають найбільшу динамічність, тому що, взаємодіючи з гірськими породами, рельєфом, іншими складовими довкілля, вони швидко реагують на техногенні впливи.

Виклад основного матеріалу. Різні види господарської діяльності мають специфічний вплив на підземні води й визивають зміну інтенсивності і спрямованості водообміну в геологічному середовищі; зміну темпів і характеру взаємодії з іншими компонентами геологічного середовища, поверхневою гідросферою, атмосферою, наземної біотою. Як наслідок порушення стану поверхневих та підземних вод у ПТС виникають процеси підтоплення та заболочування територій, інтенсифікація зсувних, еолових, корозійних процесів, осідання ґрунтів тощо. Ступінь такого порушення залежить від багатьох факторів, але перш за все від структури геологічного середовища, типу гідродинамічного режиму, глибини освоєння підземного простору, характеру забудови та ступеню техногенного навантаження. Крім того, на урбанізованих територіях ситуація ускладню-

ється наявністю значних за потужністю та площею розповсюдження техногенних відкладів

На територіях промислово-міських агломерацій (ПМА) виникає специфічний сельбіщний ландшафт, який характеризується суттєвими змінами геологічного середовища [1]. Верхній шар ґрунту стає техногенним (переміщені та змінені людиною пухкі утворення та роздроблені скельні та напівскельні породи, різного роду будівельне сміття, господарсько-побутові відходи тощо).

Територія м. Києва, характеризуються перш за все неоднорідністю забудови, різноманітними умовами землекористування, наявністю багатокомпонентних функціональних зон (заселена, промислова, зелена, складська і т.д.), а також наявністю багаточисельних транспортних артерій, інженерних комунікацій, агропромислових комплексів. В межах кожної окремо взятої функціональної зони можуть бути свої відмінності, пов'язані з типом забудови, схемами інженерних мереж, організацією рельєфу, благоустроєм, озелененням та щільністю забудови. Крім того, на урбанізованих територіях ситуація ускладнюється наявністю значних за потужністю та площею розповсюдження техногенних відкладів.

Місто Київ, як класична ПТС, формується вже більш півтори тисячі років. Впродовж цього періоду неодноразово спостерігалися прояви небезпечних процесів (землетруси, зсуви, ерозія, просідання та ін.), які з часом освоєння міської території набували іноді катастрофічного значення.

Помітні впливи діяльності людини на геологічне середовище простежують з ранніх періодів існування міста. Необхідно зазначити грандіозний масштаб антропогенних змін природних геологічних умов у районі м. Києва за останні 100 років, збільшення його меж. На сьогодні головними факторами впливу на геологічне середовище м. Києва, а саме на підземну гідросферу, є підземне будівництво та експлуатація глибоких водоносних горизонтів великою кількістю водозаборів. Так, виїмка порід при будівництві метрополітену призводить до утворення в районі гірничих виробок зон, у межах яких породи набувають принципово нових фізико-механічних властивостей і якісних станів.

Одночасно в результаті водозниження і водовідбору, різко змінюється і режим підземних вод. Крім цього інтенсивне господарське освоєння глибокозалегаючих водоносних горизонтів (сеноман-келовейських та середньоруських відкладів) для водопостачання на території м. Києва впливає на формування хімічного складу підземних вод. В результаті утворення воронки депресії відбувається розширення зони активного водообміну між питними та вищезалегаючими водоносними горизонтами. Крім того, може відбуватися інверсія градієнтів тиску, в результаті якої висхідні потоки змінюються низхідними.

Причиною погіршення якості підземних вод можуть бути наслідки порушення природної гідрогеохімічної зональності, присутності в водовміщуючих породах мінералів, що стають джерелом додаткового надходження нормованих елементів, складної взаємодії природних процесів та різноманітного техногенного впливу на підземні, зокрема ґрунтові води.

Суттєвим чинником формування ґрунтових вод є інфільтраційне живлення. Залежність режиму ґрунтових вод від атмосферних опадів в природних умовах відома і визначається за допомогою гідрогеологічних спостережень у лізиметрах або балансомірах [5]. Інфільтрація атмосферних опадів на забудованих територіях різко відрізняється від природних, оскільки вона пов'язана з умовами закритості території, господарського викорис-

тання, інженерної підготовки. Крім того, роль опадів в водному балансі території залежить від вбираючої здатності поверхні ґрунту. Якщо інтенсивність опадів перевищує гідравлічну провідність ґрунту при його повному насиченні, то відбувається затоплення місцевості. Слід зазначити, що незважаючи на значний вплив техногенних втрат на формування водного балансу підземної гідросфери, режим ґрунтових вод визначається в основному атмосферними опадами. Інфільтраційне навантаження як в сезонному розрізі так і в багаторічному несе відображення періодів дощів та танення снігу. Закономірності режиму підземних вод на забудованих територіях, як правило, функціонально пов'язанні з великим об'ємом та часом дощів і проявляються на великих територіях.

Зазвичай при будівництві атмосферні опади сприяють збільшенню додаткового живлення підземних вод головним чином за рахунок поверхневого стоку. На стадії експлуатації атмосферні опади мають значно менший вплив на зміну водного режиму, в основному за рахунок покриття поверхні землі асфальтом, бетоном, і організації поверхневого стоку. При оцінці впливу атмосферних опадів на коливання рівня ґрунтових вод необхідно враховувати такий показник, як потужність зони аерації, оскільки значна частина їх може йти на насичення порового простору ґрунтів.

Величина інтенсивності інфільтраційного живлення ґрунтових вод залежить від випаровування і транспірації. Проте питання оцінки випаровування та транспірації для ПМА вивчене недостатньо. В межах територій міської забудови випаровування та транспірація значно ускладнюються за рахунок специфічного вітрового режиму, умов затіненості, наявності асфальтового покриття, наявності будівель та споруд. В міських парках, де зосереджена основна маса рослинності, транспірація залежить від тих же причин, що й в звичайному лісному масиві.

Для міських територій результати практичного визначення інтенсивності інфільтраційного живлення майже відсутні. Тому доцільно виходити з джерел, що містять непряму інформацію про живлення ґрунтових вод.

Визначення величини інфільтраційного живлення на основі гідродинамічного аналізу режиму ґрунтових вод вимагає великого об'єму бурових робіт і тривалих спостережень. Великі похибки також можуть виникнути у зв'язку з неточністю визначення гравітаційної ємності пласта.

Все це свідчить про значну складність оцінки величини інфільтрації. Рішення такої задачі ускладнюється також тим, що в багатьох геофільтраційних задачах необхідно знати зміну величини інфільтрації в результаті зміни гідрогеологічних умов. Проте, обґрунтовано можна припустити, що величина інфільтрації залежить від наявності та характеру забудови території [2]. Тому, доцільно виконати схематизація території відповідно до особливостей розподілу інфільтраційного живлення.

Це досить зручно і ефективно зробити шляхом накладення шарів картографічної інформації (карти забудови, зелених насаджень, схем каналізаційних мереж, автомобільних і залізничних доріг і т.д.) з наявної геоінформаційної бази.

Оскільки інтенсивність інфільтраційного живлення ґрунтових вод урбанізованих територій визначається з міркувань балансу, необхідно також врахувати (за можливості) наступні чинники: водообмін із поверхневими водотоками, водоймами та суміжними водоносними горизонтами (комплексами); втрати води з водонесучих комунікацій; конденсація вологи в ґрунті; підсіпка території при будівництві; інфільтраційні втрати вод поверхневого стоку; полив зелених насаджень; скид виробни-

чих і господарських вод; відведення ґрунтових вод за допомогою дренажу; водозабір підземних вод тощо [4]. Слід зазначити, що згадані чинники взаємопов'язані, а головним з них зараз вважаються втрати з водопровідних і каналізаційних мереж. Тому для територій ПМА

визначальній чинник інтенсивності інфільтраційного живлення ґрунтових – техногенний. Дані табл. 1 для території м. Києва на період 1950, 1970, 1980 та 2005 рр. це підтверджують, рис. 1 наочно це демонструє.

Таблиця 1

Орієнтовні величини природного та техногенного інфільтраційного живлення ґрунтових вод для території м. Києва

Інтенсивність інфільтраційного живлення, м/доб	1950 рік	1970 рік	1980 рік	2005 рік
Природна	0,000076 – 0,000268	0,000119 – 0,000415	0,000089 – 0,000312	0,000081 – 0,000285
Техногенна	0,000019 – 0,000084	0,000035 – 0,000158	0,000043 – 0,000199	0,000196 – 0,001028
Сумарна	0,000095 – 0,000352	0,000154 – 0,000573	0,000132 – 0,000511	0,000277 – 0,001313

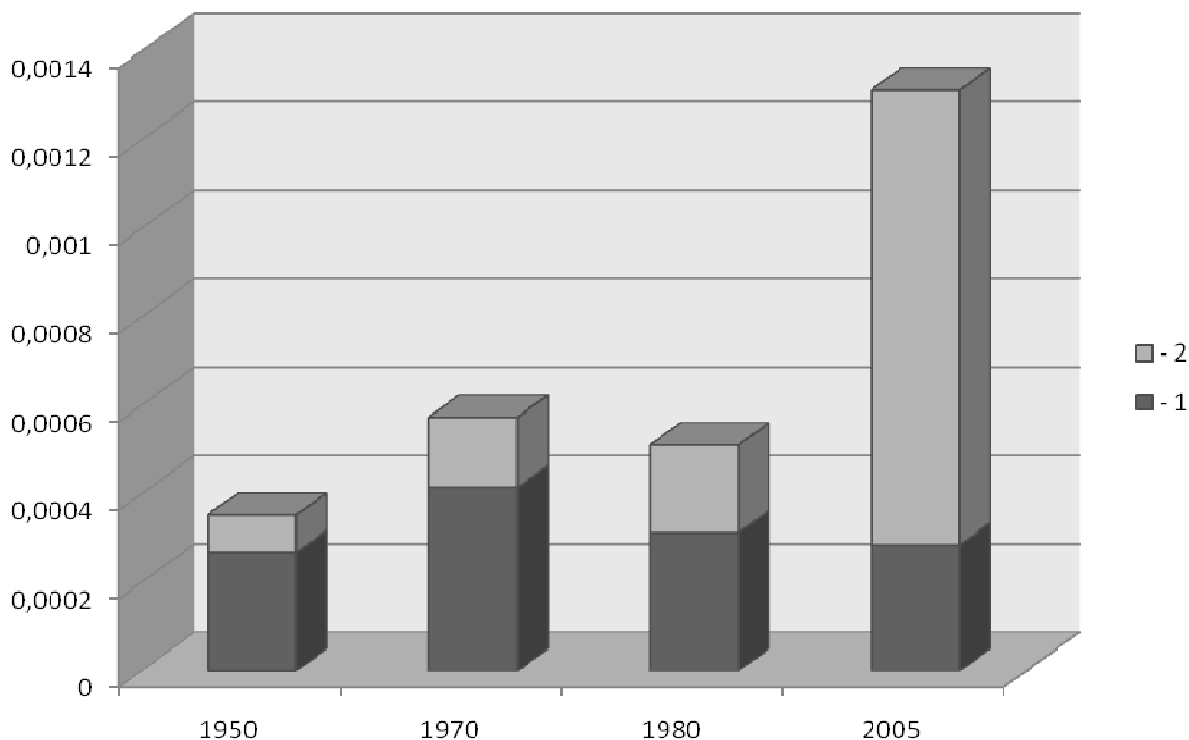


Рис. 1. Розподіл сумарної величини інтенсивності інфільтраційного живлення на різні періоди часу (1 – природна складова, 2 – техногенна складова) для території м. Києва (м/доб)

Висновки. З наведеного можна зробити висновок, що формування водообміну на територіях ПМА відбувається при схожих техногенних факторах впливу. При цьому виявляються загальні закономірності зміни водного режиму, які проявляються на великих площах. Проте ПМА відрізняються розмірами промислових ділянок, різноманітністю характеру забудови, її щільністю тощо. Тому для кількісного визначення інтенсивності інфільтраційного живлення ґрунтових вод необхідно провести схематизацію територій ПМА для урахування всіх факторів впливу на величину інтенсивності інфільтраційного живлення. Виконувати схематизацію доцільно на основі бази даних вихідної інформації, поєднаної з ГІС-пакетами, що дозволяє виділити ділянки з різ-

ною величиною інтенсивності інфільтраційного живлення (з урахуванням техногенної складової).

1. Климчук Л., Блинов П., Величко В. та інші. Сучасні інженерно-геологічні умови України як складова безпеки життєдіяльності. – К., 2008. 2. Кошляков О.Є., Диняк О.В., Кошлякова І.Є. Забезпечення вихідними даними математичних гідрогеологічних моделей при моделюванні потоків ґрунтових вод на урбанізованих територіях// Вісник Київського ун-ту. Геологія. – К., 2010. – № 50. – С. 40-42. 3. Рудько Г.І., Гошовський С.В. Екологічна безпека техноприродних систем (наукові і методичні основи). – К., 2006. 4. Шестопапов В.М., Яковлев Е.А., Ситников А.Б. и др. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины. Водообмен в нарушенных условиях. – К., 1991. 5. Шестопапов В.М. Методы изучения естественных ресурсов подземных вод. – М., 1988.

Надійшла до редколегії 06.10.12