

Wpłynęło 04.06.2014 r.  
Zrecenzowano 05.09.2014 r.  
Zaakceptowano 06.11.2014 r.

A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

# **UBOŻENIE GLEBY TORFOWO-MURSZOWEJ W SKŁADNIKI ZASADOWE CZYNNIKIEM INTENSYFIKUJĄCYM ROZPRASZANIE ROZPUSZCZONEGO WĘGLA ORGANICZNEGO (RWO) DO ZASOBÓW WODNYCH**

**Jacek JASZCZYŃSKI** ABCDEF

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Doświadczalny w Biebrzy

## **Streszczenie**

W pracy przedstawiono zmiany stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) w płytkiej wodzie gruntowej zmeliorowanego torfowiska niskiego (z glebą torfowo-murszową MtIIcb), na tle zmian pH gleby oraz zawartości w niej składników zasadowych i ich stężenia w wodzie obecnej w obrębie warstwy organicznej gleby zagospodarowanej jako łąka kośna. Badania prowadzono w latach 2000–2012 na torfowisku Kuwasy, położonym między Jeziorem Rajgrodzkim a północno-zachodnimi obrzeżami środkowego basenu Biebrzy.

W badanym okresie wykazano znaczące zmniejszenie się wartości pH wierzchnich (0–40 cm) warstw gleby torfowo-murszowej oraz znaczące zwiększenie stężenia RWO w wodzie gruntowej pobieranej w obrębie całego profilu złoża organicznego. Potwierdzono wpływ zmniejszającej się zawartości Ca, Mg i K w ośrodku glebowym na zwiększenie stężenia RWO w wodzie gruntowej. Zauważono również dużą rolę sodu i żelaza w tworzeniu kompleksów mineralno-organicznych o zwiększonej rozpuszczalności. Jednoznaczną tendencją do wzrostu stężenia RWO w badanym okresie zaobserwowano także w wodzie rowu melioracyjnego, sąsiadującego z badaną kwaterą i odprowadzającego wodę z torfowiska.

**Słowa kluczowe:** *gleby torfowo-murszowe, rozpuszczalność związków organicznych, RWO, składniki zasadowe*

---

**Do cytowania For citation:** Jaszczyński J. 2015. Ubożenie gleby torfowo-murszowej w składniki zasadowe czynnikiem intensyfikującym rozpraszanie rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) do zasobów wodnych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 15. Z. 2 (50) s. 47–63.

## WSTĘP

Przeobrażające się w wyniku zmian warunków wodnych gleby torfowe są ośrodkiem przekształceń tworzącego je materiału organicznego i źródłem niepożądanego rozpraszania produktów tej transformacji do zasobów wodnych danego siedliska. Obfitość materiału organicznego w glebach torfowych wpływa bezpośrednio na intensywność opisywanych zjawisk. Jedną z grup czynników przyczyniających się do destabilizacji materiału organicznego zdeponowanego w glebie są zmiany właściwości chemicznych, w tym wartości pH gleby i roztworu glebowego, ponieważ wraz ze zwiększaniem się zakwaszenia gleby zwiększa się rozpuszczalność materii organicznej [DOJLIDO 1987; GRUBA 2009]. W warunkach mniejszego pH gleby jony  $H^+$  wypierają z kompleksu sorpcyjnego m.in. kationy jednowartościowe, które – łącząc się ze związkami organicznymi – zwiększają ich rozpuszczalność [GORLACH, MAZUR 2002]. Wśród związków humusowych gleb torfowych przeważają kwasy huminowe, które tworzą z kationami jednowartościowymi rozpuszczalne w wodzie sole. W tym aspekcie często w literaturze wymienia się jony potasu [GORLACH, MAZUR 2002; MACIOSZCZYK, DOBRZYŃSKI 2007]. Zwiększenie rozpuszczalności związków organicznych w warunkach większej kwasowości gleby może wynikać również ze zwiększającego się wówczas stężenia jonów żelaza i glinu w roztworze glebowym i częstszego przyłączania się tych komponentów do cząsteczek substancji organicznych [VANCE i in. 1996].

W opracowaniach naukowych można odnaleźć informacje, że w ciągu ostatnich 40–50 lat w wodzie niektórych rzek i jezior Europy zaobserwowano zwiększenie się stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) nawet o 90% [EVANS i in. 2006; FREEMAN i in. 2001]. Podobnie niepokojące informacje przynoszą badania jakości wody w ekosystemach związanych z torfowiskami [METTROP i in. 2014; OLDE VENTERINK i in. 2002; PASTOR i in. 2003]. Ich wyniki świadczą o istotnym pogorszeniu się jakości wody, a także odzwierciedlają tempo zwiększania się strat węgla organicznego z gleb. W warunkach naturalnych roztwór glebowy stale wzbogaca się w jony  $H^+$  na skutek rozkładu materii organicznej gleby, oddychania korzeni roślin i mikroorganizmów, procesów nitrifikacji czy biologicznego utleniania  $Fe^{2+}$  i siarczków. Wiele z tych zjawisk ulega wzmoczeniu w wyniku intensyfikacji decesji utworów torfowych po przeprowadzonych melioracjach wodnych. Dodatkowym czynnikiem prowadzącym do zwiększenia zakwaszenia ośrodka glebowego jest stosowanie kwaśnych fizjologicznie nawozów na obszarach zagospodarowanych rolniczo. Należy również pamiętać, że niewłaściwie skomponowane zabiegi nawożeniowe często prowadzą do zaburzeń równowagi jonowej kompleksu sorpcyjnego, czemu mogą towarzyszyć zjawiska silnego wymywania składników zasadowych, takich jak potas i magnez [GORLACH, MAZUR 2002].

Celem niniejszych badań było opisanie długookresowych zmian stężenia RWO w wodzie gruntowej zmeliorowanego torfowiska niskiego na tle zawartości skład-

ników zasadowych w glebie i ich stężenia w roztworze glebowym oraz wskazanie składników mineralnych tworzących kompleksy ze związkami organicznymi, a tym samym przyczyniających się do zwiększenia intensywności ich uwalniania do zasobów wodnych.

## METODY BADAŃ

Prace doświadczalne prowadzono w latach 2000–2012 na zmeliorowanym torfowisku niskim Kuwasy w północno-zachodniej części środkowego basenu Biebrzy [BANASZUK 2004]. Poletko doświadczalne zlokalizowano na glebie torfowo-murszowej o drugim stopniu zmruszenia (MtIIcb), zagospodarowanej jako intensywna łąka kośna. Złoże torfu, sięgające 1,2 m głębokości, było wytworzone głównie z obumarłej masy drzew i turzyc:

- 0–6 cm – warstwa darniowa  $M_1$ ;
- 6–19 cm – warstwa poddarniowa  $M_2$ , mursz próchniczny;
- 19–23 cm – warstwa przejściowa, torf murszejący  $M_3$ ;
- 23–38 cm – torf turzycowiskowy  $R_2/R_3$ , fragmenty drewna;
- 38–68 cm – torf łozowy  $R_3$ ;
- 68–85 cm – torf olesowy  $R_3/R_2$ ;
- 85–95 cm – torf mechowiskowy  $R_1$ ;
- 95–107 cm – torf turzycowiskowo-mechowiskowy  $R_1/R_2$ ;
- 107–118 cm – torf szuwarowy zagytony;
- > 118 cm – utwór piaszczysto-żwirowy luźny.

Glebę tę należy zaliczyć do prognostycznego kompleksu wilgotnościowo-glebowego posusznego (C) [OKRUSZKO 1988; SZUNIEWICZ i in. 1991].

W przypadku badanej kwatery łąkowej stosowano coroczne nawożenie mineralne na średnim poziomie  $80 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  (saletra amonowa 34,4% N),  $40 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$  (superfosfat 18%  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) i  $50 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$  (sól potasowa 60%  $\text{K}_2\text{O}$ ). Nie stosowano nawożenia organicznego.

Próbki wody z głębokości 30, 60 i 90 cm pobierano za pomocą automatycznej stacji polowej, wyposażonej w ceramiczne kubki ssące. Aparaty ssące umieszczono w obrębie jednego profilu glebowego, w trzech powtórzeniach na każdej z wymienionych głębokości. Próbki wody pobierano co 3 tygodnie, w zależności od warunków termicznych w danym roku, od marca–kwietnia do listopada–grudnia. Stężenie RWO oznaczane w każdej próbce było wypadkową stężenia tego składnika z okresu pomiędzy kolejnymi pobraniami, w którym woda była zasysana do zbiorczych pojemników w sposób ciągły, dzięki stale utrzymywanemu podciśnieniu ( $22\cdot 10^{-3} \text{ Pa}$ ). Rozkład głębokości zalegania wody gruntowej w całym okresie badawczym stwarzał warunki, w których próbki wody z głębokości 30 cm w zdecydowanej większości terminów były pobierane z lustra wody gruntowej (ze strefy aeracji), natomiast próbki z głębokości 60 i 90 cm – to materiał pobierany najczęściej ze strefy pełnego wysycenia profilu glebowego wodą gruntową.

Z rowu melioracyjnego, oddalonego ok. 100 m od punktów poboru próbek wody gruntowej, pobierano próbki wody powierzchniowej. Próbki te pobierano z częstotliwością i w terminach identycznych z terminami poboru próbek wody z aparatów ssących.

Stężenie RWO w próbkach wody oznaczano metodą kolorymetryczną, za pomocą autoanalyzera przepływowego SKALAR [2002]. Proces oznaczania przebiegał w następujących etapach: 1) zakwaszenie próbki i usunięcie węgla nieorganicznego za pomocą gazowego strumienia azotowego; 2) poddanie próbki wody promieniowaniu UV w obecności zbuforowanego nadsiarczanu potasu, w wyniku czego następowało wydzielanie się dwutlenku węgla z rozpuszczonych związków węgla organicznego; 3) dializa próbki w obecności chlorku hydroksylaminy, podczas której dwutlenek węgla przedostaje się przez gazoprzepuszczalną membranę silikonową, zmniejszając wartość pH roztworu wskaźnikowego (roztwór fenoloftaleiny), który w wyniku zakwaszania odbarwia się odpowiednio do stężenia rozpuszczonego w próbce węgla organicznego; 4) pomiar intensywności zabarwienia roztworu fenoloftaleiny w 30 mm kuwecie przepływowej przy długości fali  $\lambda = 550$  nm; 5) obliczenie stężenia RWO za pomocą programu komputerowego na podstawie analizy regresji, z wykorzystaniem stężenia roztworów wzorcowych oraz parametrów analizy.

Ponadto w próbkach wody oznaczano: stężenie K – metodą płomieniowej spektrometrii emisyjnej oraz Mg, Ca i Fe – metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej, a także gęstość optyczną przy długości fali 280, 472 i 664 nm, dokonując pomiarów w 1-centymetrowej warstwie za pomocą spektrofotometru Helios.

Bezpośrednio podczas poboru próbek wody mierzono wartość jej pH za pomocą elektrody żelowej Hach. Poziom wody gruntowej mierzono w studziencie położonej w obrębie stacji i wierconej na głębokość 110 cm.

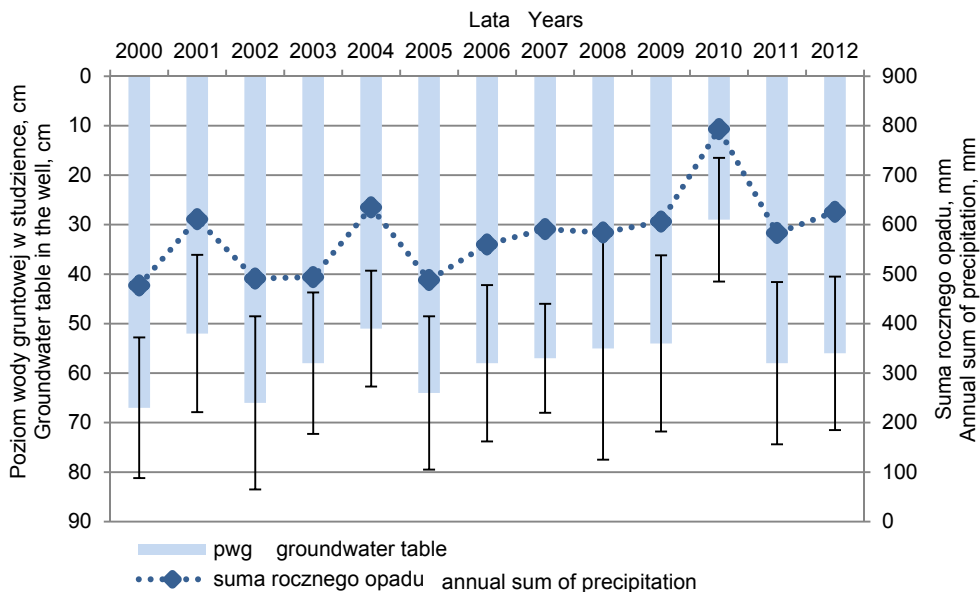
W latach 2000 i 2012, z warstwy 0–40 cm, z odstopniowaniem co 10 cm, pobrano próbki gleby, w których oznaczono wartość pH w KCl, a następnie – po ich wysuszeniu (105°C) – zawartość wapnia, magnezu, potasu, sodu i żelaza w suchej masie, zgodnie z metodyką opracowaną w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych (obecnie Instytut Technologiczno-Przyrodniczy) w Falentach dla gleb organicznych [SAPEK, SAPEK 1997]. Określono także zawartość części mineralnych przez spalanie próbki gleby w 550°C.

## WYNIKI I DYSKUSJA

### WARUNKI WODNE W OKRESIE BADAŃ

W badanym okresie poziom wody gruntowej w dużej mierze był kształtowany przez opady, co było spowodowane małą sprawnością systemu nawadniająco-odwadniającego na zmeliorowanym obiekcie torfowiskowym (rys. 1). W latach

o najmniejszej rocznej sumie opadów (475–490 mm) średni roczny poziom wody gruntowej zmniejszał się do 64–67 cm p.p.t. W latach, w których opady były nieco większe (610–635 mm) obserwowano zmniejszenie się średniej rocznej głębokości zalegania lustra wody do 51–58 cm p.p.t. Najwyższy średni stan wody gruntowej (29 cm) zaobserwowano w 2010 r., charakteryzującym się bardzo dużym opadem rocznym – 793 mm.



Rys. 1. Średni roczny poziom wody gruntowej w studziencie na tle rocznej sumy opadów; źródło: opracowanie własne

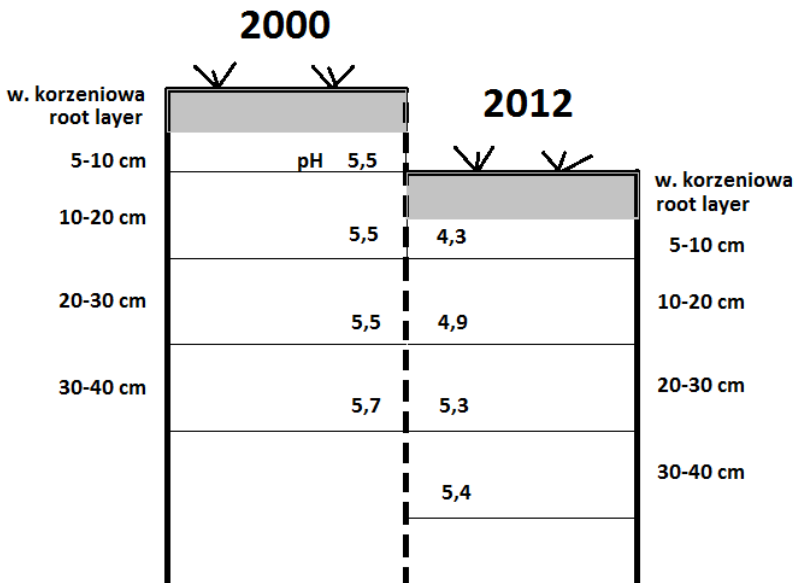
Fig. 1. Annual mean groundwater table in the well in relation to annual sum of precipitation; source: own elaboration

## ZMIANY WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNYCH GLEBY

W przypadku wieloletnich badań na odwodnionych glebach torfowych z postępującym procesem mineralizacji materii organicznej po upływie kilkunastu lat nie badamy już tej samej warstwy gleby (rys. 2). Ubytek miąższości gleb kompleksu posusznego na skutek procesów decesji materiału organicznego prowadzi do obniżania się powierzchni torfowiska o 0,8–1,3 cm·r<sup>-1</sup> [SZUNIEWICZ 1996; SZUNIEWICZ i in. 1991]. W ciągu 13-letniego okresu badań prezentowanego w niniejszej pracy powierzchnia badanej kwatery łąkowej obniżyła się w wyniku mineralizacji o ok. 8,5–9,0 cm (dane z wieloletniego monitoringu prowadzonego na tej samej kwaterze łąkowej). Odwodnienie gleby (rys. 1) doprowadziło do przeobrażenia jej gór-

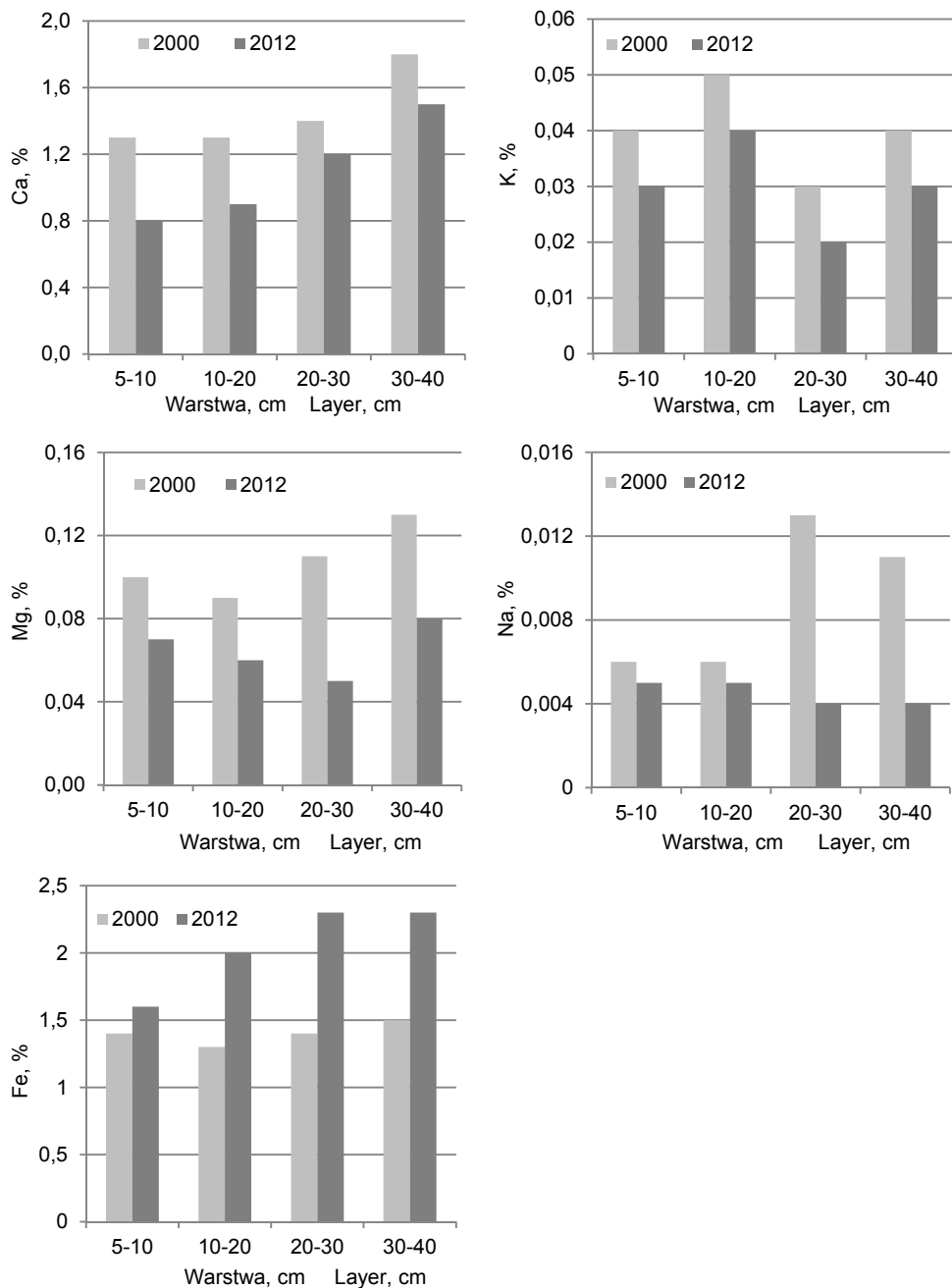
nych partii, przejawiającego się m.in. zawartością części mineralnych na poziomie: 5–10 cm – 20%; 10–20 cm – 15%; 20–30 cm – 12%; 30–40 cm – 10%.

Część składników mineralnych, będących produktami zarówno przemian organicznych komponentów masy torfowej, jak również dalszych przekształceń kolojdów mineralnych, jest wykorzystywana przez roślinność, część – rozpraszana do zasobów wodnych, a część – przemieszczana do niżej położonych warstw gleby. W wyniku tych procesów gleba w górnej części badanego profilu stała się bardziej kwaśna. Największą zmianę w tym kierunku zaobserwowano w warstwach 5–10 i 10–20 cm (rys. 2). Procesowi temu towarzyszyło zmniejszanie się zawartości wapnia, magnezu, potasu oraz sodu w poszczególnych warstwach gleby (rys. 3). Należy przy tym zaznaczyć, że badana gleba, zarówno na początku, jak i na końcu badanego okresu, pod względem zawartości trzech ostatnich składników należała do bardzo ubogich. We wszystkich badanych warstwach gleby zanotowano natomiast zwiększenie się zawartości żelaza. Największy wzrost zawartości tego składnika (64%) nastąpił w warstwie 20–30 cm, której część stanowił poziom przejściowy z torfem murszejącym, potencjalnie najaktywniejszy pod względem przemian biochemicznych.



Rys. 2. Schemat zmian miąższości gleby torfowo-murszowej i wartości jej pH w wyniku postępującego procesu mineralizacji i użytkowania w latach 2000–2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 2. A scheme of changes in peat-muck soil thickness and its pH as a result of proceeding mineralization and management in the years 2000–2012; source: own elaboration

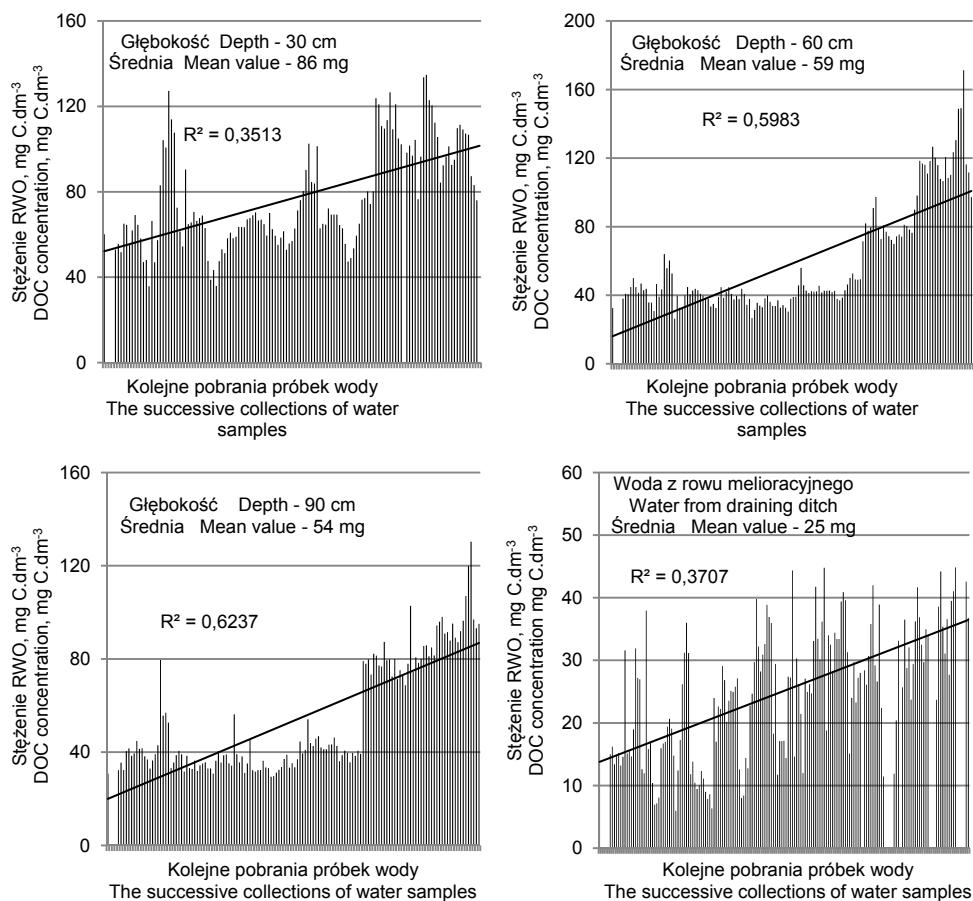


Rys. 3. Zmiana zawartości wybranych składników mineralnych w glebie torfowo-murszowej (MtlIcb) w latach 2000–2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 3. Changes in the content of selected mineral components in peat-muck soil (MtlIcb) in the years 2000–2012; source: own elaboration

### ZMIANY WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNYCH WODY GRUNTOWEJ I POWIERZCHNIOWEJ

W próbkach wody ze wszystkich głębokości zaobserwowano tendencję do wzrostu stężenia RWO w ciągu 13 lat badań (rys. 4). Tendencja ta nasilała się wraz ze zwiększaniem się głębokości poboru próbek. Może to sugerować pewną akumulację RWO w głębszych partiach profilu w wyniku pionowego przemieszczania się tego składnika. Sugeruje to również, że nie cały ładunek RWO przemieszczającego się ku dolnym partiom gleby był na bieżąco wynoszony z wodami sieci melioracyjnej. Pomimo to w wodzie z rowu melioracyjnego również stwierdzono wyraźną tendencję do zwiększania się stężenia RWO (rys. 4). Największe średnie dla całego



Rys. 4. Zmiany stężenia RWO w wodzie gruntowej i wodzie z rowu odwadniającego w latach 2000–2012; źródło: opracowanie własne

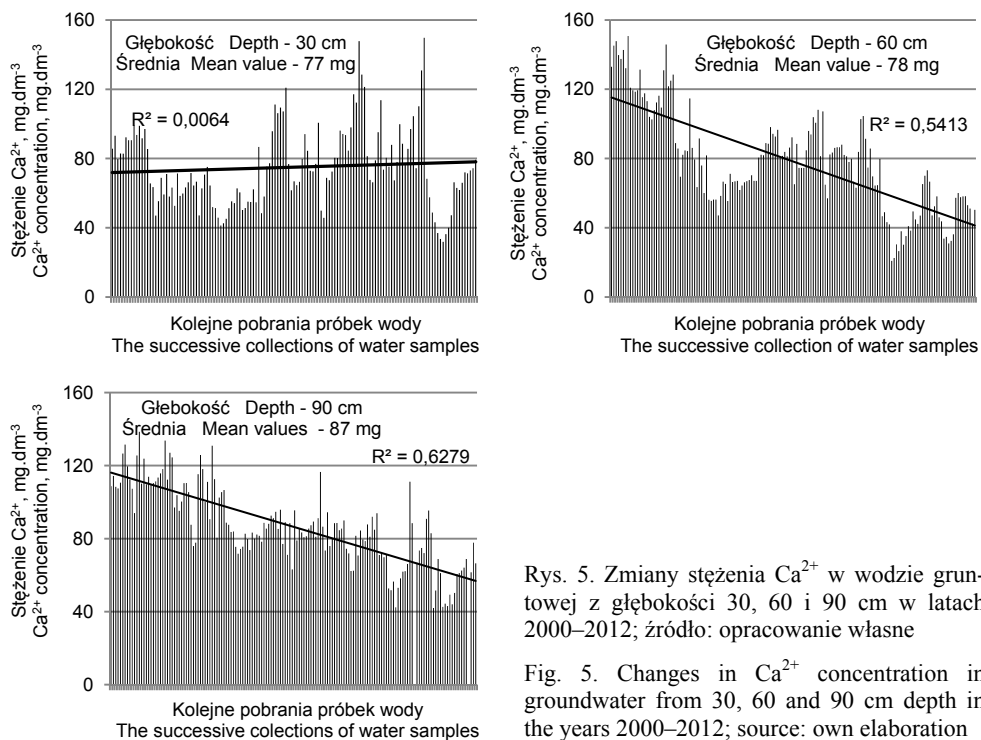
Fig. 4. Changes in DOC concentration in groundwater and in water from draining ditch in the years 2000–2012; source: own elaboration



okresu badawczego stężenie RWO zanotowano w wodzie z głębokości 30 cm, aczkolwiek bardzo duże stężenia (rzędu 120–170 mg C·dm<sup>-3</sup>) obserwowano także w wodzie z głębokości 60 i 90 cm, zwłaszcza w drugiej połowie okresu badawczego (rys. 4). W wodzie rowu drenarskiego stężenie RWO wynosiło 6–45 mg C·dm<sup>-3</sup>.

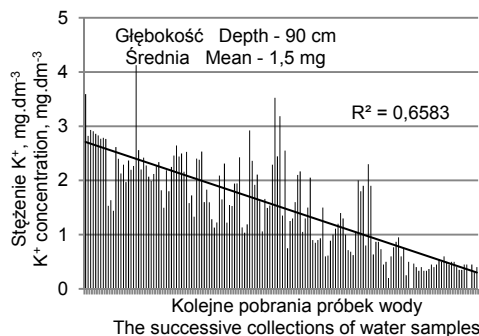
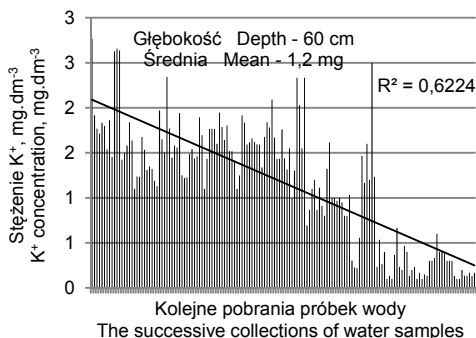
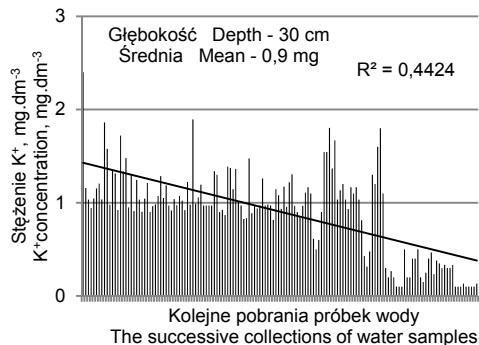
Ubytek wapnia, potasu i magnezu z warstw gleby objętych badaniami znajdował odzwierciedlenie w zmniejszającym się stężeniu wymienionych składników w wodzie gruntowej niemal ze wszystkich głębokości (rys. 5, 6, 7). W większości przypadków były to bardzo znaczące różnice wartości. Wyjątek stanowił wapń w wodzie z głębokości 30 cm, w której nie zaobserwowano tendencji do zmiany jego stężenia w badanym okresie.

Pomimo wyraźnego zmniejszenia się zawartości sodu w glebie, zmian stężenia tego składnika w wodzie gruntowej nie można uznać za jednoznaczne, chociaż należy przypisać im dużą zmienność (rys. 8). Również znaczące zwiększenie się zawartości żelaza w stropowej (0–40 cm) warstwie gleby nie przyniosło wyraźnej tendencji do zwiększania się stężenia tego składnika w wodzie gruntowej w opisywanym okresie, aczkolwiek w trzech ostatnich latach badań notowano bardzo duże stężenie żelaza w niektórych próbkach (rys. 9).



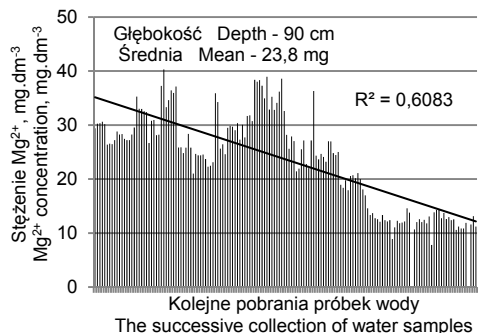
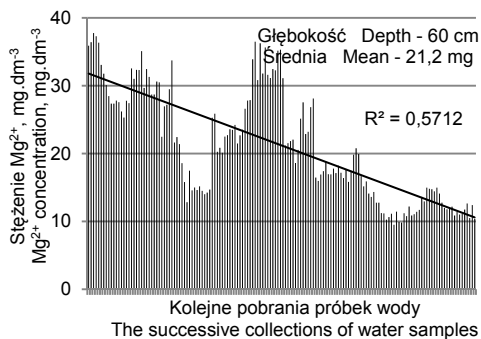
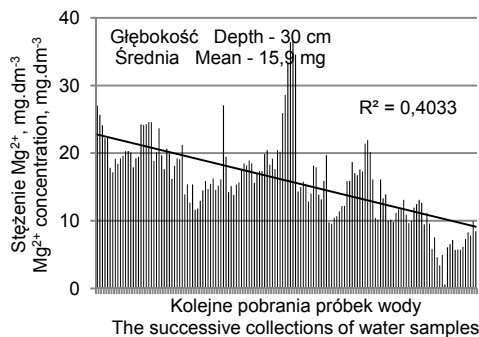
Rys. 5. Zmiany stężenia Ca<sup>2+</sup> w wodzie gruntowej z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach 2000–2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 5. Changes in Ca<sup>2+</sup> concentration in groundwater from 30, 60 and 90 cm depth in the years 2000–2012; source: own elaboration



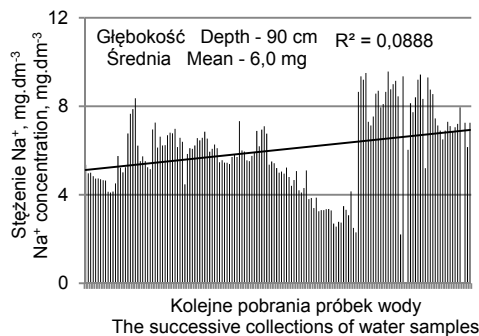
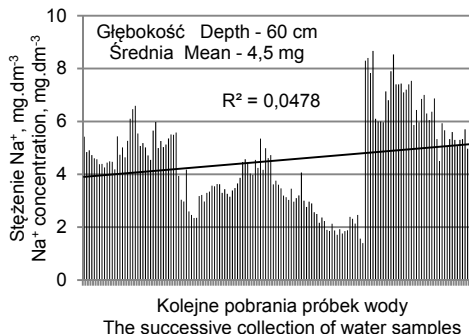
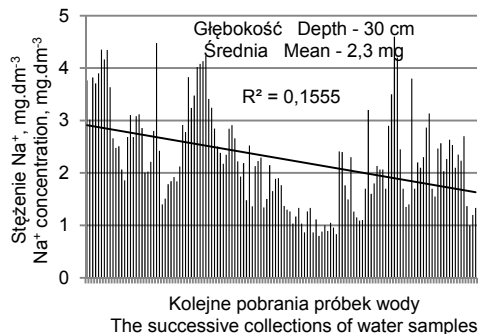
Rys. 6. Zmiany stężenia  $K^+$  w wodzie grun-  
towej z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach 2000–  
2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 6. Changes in  $K^+$  concentration in ground-  
water from 30, 60 and 90 cm depth in the years  
2000–2012; source: own elaboration



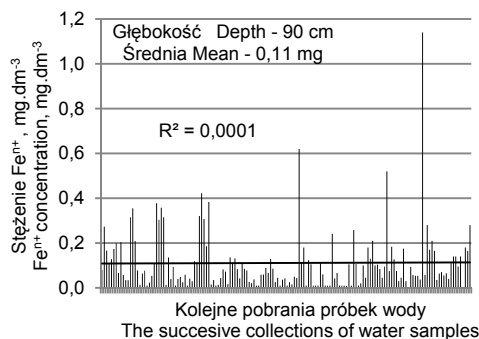
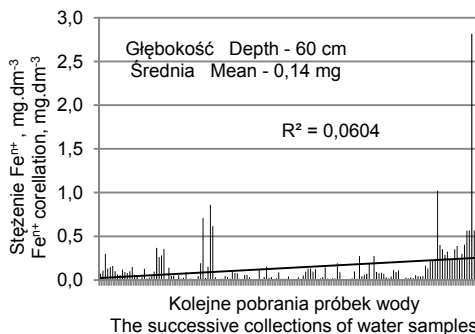
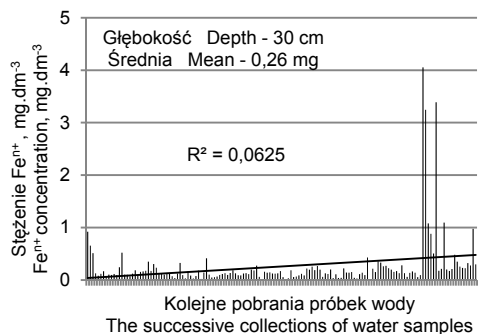
Rys. 7. Zmiany stężenia  $Mg^{2+}$  w wodzie grun-  
towej z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach  
2000–2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 7. Changes in  $Mg^{2+}$  concentration in  
groundwater from 30, 60 and 90 cm depth in  
the years 2000–2012; source: own elaboration



Rys. 8. Zmiany stężenia Na<sup>+</sup> w wodzie grun-  
towej z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach 2000–  
2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 8. Changes in Na<sup>+</sup> concentration in  
groundwater from 30, 60 and 90 cm depth in  
the years 2000–2012; source: own elaboration



Rys. 9. Zmiany stężenia Fe<sup>2+</sup> w wodzie grun-  
towej z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach  
2000–2012; źródło: opracowanie własne

Fig. 9. Changes in Fe<sup>2+</sup> concentration in  
groundwater from 30, 60 and 90 cm depth in  
the years 2000–2012; source: own elaboration

Stężenie RWO w wodzie gruntowej było ujemnie skorelowane ze stężeniem Ca, K i Mg niemal w całej organicznej warstwie badanej gleby (tab. 1). Wyjątek stanowiły próbki wody z głębokości 30 cm, w których nie zaobserwowano zależności pomiędzy stężeniem RWO i Ca. Stwierdzono także, że w wodzie z głębokości 60 i 90 cm większemu stężeniu RWO towarzyszyło większe stężenie sodu, natomiast w wodzie z głębokości 30 i 60 cm występowała dodatnia korelacja stężenia RWO ze stężeniem żelaza.

**Tabela 1.** Współzależności występowania RWO i wybranych składników mineralnych w wodzie gruntowej gleby torfowo-murszowej MtlIcb

**Table 1.** Correlation between DOC and selected mineral components in ground water from peat-muck soil MtlIcb

| Głębokość<br>Depth | Współczynnik korelacji $r$ zależności pomiędzy stężeniem RWO i wybranych składników w wodzie gruntowej<br>Coefficients of correlation $r$ between the concentration of DOC and selected mineral components in ground water |                |                  |                 |                  |
|--------------------|--|----------------|------------------|-----------------|------------------|
|                    | Ca <sup>2+</sup>   | K <sup>+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | Na <sup>+</sup> | Fe <sup>3+</sup> |
| 30 cm<br>$n = 130$ | 0,09 (n.i.)  | -0,58**        | -0,55**          | -0,04 (n.i.)    | 0,42**           |
| 60 cm<br>$n = 137$ | -0,54**  | -0,73**        | -0,62**          | 0,54**          | 0,35*            |
| 90 cm<br>$n = 137$ | -0,55**  | -0,66**        | -0,79**          | 0,56**          | 0,12 (n.i.)      |

Objaśnienia:  $n$  – liczebność prób, \*\* – istotne na poziomie  $\alpha = 0,01$ ; \* – istotne na poziomie  $\alpha = 0,05$ ; n.i. – nieistotne statystycznie.

Explanations:  $n$  – number of samples, \*\* – significant at  $\alpha = 0.01$ ; \* – significant at  $\alpha = 0.05$ ; n.i. – not statistically significant.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Przedstawione zależności pomiędzy stężeniem RWO a stężeniami Ca, K i Mg w wodzie gruntowej dowodzą wzrostu rozpuszczalności związków organicznych w warunkach zmniejszania się wartości pH badanej gleby, którego konsekwencją jest zmniejszanie się wartości pH roztworu glebowego i płytkich wód gruntowych. Zależności pomiędzy RWO a Na i Fe wskazują natomiast na znaczącą rolę obu komponentów w tworzeniu kompleksów organiczno-mineralnych o podwyższonej rozpuszczalności w różnych partiach profilu gleby torfowo-murszowej.

## DYSKUSJA WYNIKÓW

Wyniki badań prowadzonych w ciągu kilkunastu lat w środowisku odwodnionej gleby torfowej świadczą o znaczącym zwiększaniu się ilości materii organicznej obecnej w płytkich wodach gruntowych torfowiska niskiego zagospodarowa-

nego łąkowo. Zwiększenie stężenia RWO w wodzie z głębokości 30, 60 i 90 cm w latach 2000–2012 wyniosło odpowiednio 96, 150 i 170%. Zmiany te dotyczyły także wód odprowadzanych z obiektu siecią drenarską, w których stężenie RWO w tym okresie wzrosło o około 145%.

Postępujące procesy decesji złoża torfowego, objawiające się mineralizacją materiału organicznego i przemieszczaniem się poszczególnych składników, doprowadziły do obniżenia pH badanej gleby i zmniejszenia zawartości głównych składników zasadowych (Ca, Mg, K, Na) w jej górnych partiach. Rodzaj i poziom nawożenia mineralnego, stosowanego na badanej kwaterze łąkowej w cyklu produkcji rolniczej nie zapewniał właściwego uzupełnienia gleby w te składniki. W konsekwencji nastąpiło znaczące zmniejszenie się stężenia składników zasadowych w wodzie gruntowej obecnej w profilu badanej gleby. Jak wykazano w pracy, procesy te miały wpływ na obieg organicznych związków węgla. Uzyskane wyniki, dotyczące zależności stężenia RWO oraz wapnia, magnezu i potasu w wodzie gruntowej, potwierdzają zwiększenie zawartości rozpuszczalnych związków organicznych w kompleksie sorpcyjnym gleby w warunkach deficytu wymienionych składników mineralnych. Może to wynikać bezpośrednio ze zwiększenia rozpuszczalności związków organicznych w warunkach kwaśniejszego odczynu ośrodka glebowego. O dużej roli wapnia w zwiększaniu stabilności glebowych związków organicznych [SAPEK 2009; SAPEK 2013; SCHUMAN 2000] świadczy mniejsze tempo przyrostu stężenia RWO w wodzie z głębokości 30 cm w porównaniu ze zwiększaniem się tego stężenia w wodzie z głębszych warstw (rys. 4). Jedynie w wodzie z tej warstwy gleby nie stwierdzono zmniejszenia się stężenia wapnia w okresie objętym badaniami (rys. 5). Również pod użytkami zielonymi na glebach mineralnych obserwuje się dużą rozpuszczalność glebowego węgla organicznego w warunkach zakwaszenia gleby, a także znaczącą rolę nawożenia saletrą wapniową w ograniczaniu strat węgla na skutek jego uwalniania do roztworu glebowego [BURZYŃSKA 2013].

Z drugiej strony należy podkreślić, że większe ujemne wartości współczynników korelacji dla par RWO – magnez i RWO – potas aniżeli RWO – wapń (tab. 1) sugerują większe znaczenie zmian stężenia dwóch pierwszych składników dla obiegu związków węgla w badanej wodzie gruntowej. Ponadto wykazana ujemna zależność pomiędzy stężeniem RWO i potasu nie potwierdza w badanych warunkach, podkreślanego w literaturze [GORLACH, MAZUR 2002; MACIOSZCZYK, DOBRZYŃSKI 2007], dużego znaczenia tego składnika mineralnego w kompleksowaniu z kwasami huminowymi i tworzenia rozpuszczalnych w wodzie soli. Uwagę zwraca również zaobserwowana strefowość współwystępowania RWO z sodem i żelazem oraz tworzenia kompleksów organiczno-mineralnych. W przypadku sodu były to niższe partie profilu glebowego, co mogło wynikać ze stosunkowo łatwego, pionowego przemieszczania się tego jednowartościowego kationu w glebach i wzrostu jego stężenia w wodzie obecnej w głębszych warstwach. W górnej części profilu największy udział w procesach kompleksowania związków organicznych

z jonami należy przypisać żelazu. Jest prawdopodobne, że procesowi temu sprzyja utlenienie  $\text{Fe}^{2+}$  do  $\text{Fe}^{3+}$  w warunkach aeracji stropowych warstw gleby [PASTUSZKO 2007; PIAŚCIK 1977], ponieważ  $\text{Fe}^{3+}$  charakteryzuje się większą stałą trwałości kompleksu metal – kwas organiczny w porównaniu z  $\text{Fe}^{2+}$  [SCHNITZER, HANSEN 1970]. Należy także zwrócić uwagę, że w warstwie gleby objętej badaniami zawartość żelaza była znacząco większa niż pozostałych składników, co stwarzało większe możliwości reakcji i tworzenia powiązań pomiędzy koloidami organicznymi i żelazem.

W badaniach zanotowano zmniejszenie się poniżej 5,0 wartości pH wierzchnich warstw gleby (5–10, 10–20 cm) pod badaną łąką. W przypadku użytków zielonych położonych na glebach torfowych jest to wartość uważana za graniczną, wskazującą na potrzebę wapnowania [JADCZYSZYN i in. 2010]. Z danych GUS wynika, że po roku 2005 zużycie nawozów wapniowych w Polsce zmniejszyło się i obecnie oscyluje w granicach 33–38 kg  $\text{CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ . Właściciele użytków zielonych, szczególnie na glebach torfowych, często niesłusznie pomijają potrzebę stosowania nawozów wapniowych, ponieważ użytki te są postrzegane jako siedliska o naturalnie kwaśnym odczynie utworów glebowych. Tymczasem niedobory składników zasadowych w opisywanych ekosystemach (oprócz wpływu na jakość pasz, obieg azotu czy fosforu) mają duży wpływ na przemieszczanie się materii organicznej, w tym RWO, z gleby do zasobów wodnych [JASZCZYŃSKI 2011].

W przypadku zdrenowanych gleb torfowych negatywnie oddziałuje również utrzymywanie stanów wody gruntowej na poziomie dogodnym dla zagospodarowania rolniczego, często zbyt niskim.

Zaprezentowany w niniejszej pracy ubytek miąższości złoza torfowego nie należy do wyjątkowo dużych i nie odbiega od wartości przedstawianych dla podobnych siedlisk przez ILNICKIEGO [1973], GOTKIEWICZA i SZUNIEWICZA [1987] czy JURCZUKA [2000]. Obrazuje on skalę i tempo tracenia materiału organicznego, będącego podstawowym elementem struktury gleb badanych siedlisk, oraz opisuje potencjalne ilości węgla organicznego przedostającego się do zasobów wody gruntowej i wód sieci drenarskiej.

## WNIOSKI

1. W ciągu trzynastu lat (2000–2012) zaobserwowano silne i narastające wzbogacanie zasobów płytkiej wody gruntowej oraz wody w rowach odwadniających torfowisko niskie Kuwasy w organiczne związki węgla. Zwiększenie stężenia RWO w wodzie z rowów odprowadzających wodę poza obiekt torfowiskowy określono na 145%.

2. Zwiększanie stężenia RWO w wodzie gruntowej gleby torfowo-murszowej następowało w warunkach obniżania się odczynu jej wierzchnich warstw (0–30 cm) oraz istotnego zmniejszania się stężenia Ca, K i Mg w roztworze glebowym.

3. Zwiększanie się stężenia RWO w wodzie gruntowej mogło być wynikiem zwiększenia rozpuszczalności kompleksów organiczno-mineralnych, spowodowanej przyłączaniem do cząsteczek organicznych jonów żelaza w przypadku rozwaru glebowego z górnych warstw gleby oraz kationów sodu w wodzie niższych partii złoża torfowego.

4. Optymalizacja odczynu gleby torfowo-murszowej, uzyskana dzięki nawożeniu wapniowemu, może w istotny sposób ograniczyć rozpuszczalność materii organicznej stałej fazy gleby, a tym samym zmniejszyć ilość RWO uwalnianego z kompleksu sorpcyjnego gleby do zasobów wodnych.

## LITERATURA

- BANASZUK H. 2004. Geologia i geomorfologia Kotliny Biebrzańskiej. W: Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy: aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska. Monografia przyrodnicza. Pr. zbior. Red. H. Banaszuk. Białystok. Wydaw. Ekonomia i Środowisko s. 44–98.
- BURZYŃSKA I. 2013. Migracja składników mineralnych i węgla organicznego do wód gruntowych w warunkach zróżnicowanego użytkowania łąk na glebach mineralnych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie. Nr 35. Falenty. Wydaw. ITP. ISBN 978-83-62416-57-8 ss. 92.
- DOJLIDO J.R. 1987. Chemia wody. Warszawa. Arkady ss. 351.
- EVANS CH.D., CHAPMAN P.J., CLARK J.M., MONTEITH D.T., CRESSER M.S. 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology*. Vol. 12. Iss. 11 s. 2044–2053.
- FREEMAN C., EVANS C.D., MONTEITH D.T., REYNOLDS B., FENNER N. 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*. Vol. 412 (6849) s. 785–785.
- GORLACH E., MAZUR T. 2002. Chemia rolna. Warszawa. Wydaw. Nauk. PWN. ISBN 83-01-13869-6 ss. 347.
- GOTKIEWICZ J., SZUNIEWICZ J. 1987. Przeobrażanie się siedlisk i gleb w rejonie doświadczenia agrotechnicznego. W: Wyniki 25-letniego stałego doświadczenia nad porównaniem wpływu sposobu użytkowania i nawożenia na glebę torfową w Zakładzie Doświadczalnym w Biebrzy. Biblioteczka Wiadomości IMUZ. Nr 68 s. 33–41.
- GRUBA P. 2009. Zawartość rozpuszczonego węgla organicznego w roztworach glebowych w warunkach naturalnych i w doświadczeniu laboratoryjnym. *Roczniki Gleboznawcze*. T. 15. Nr 2 s. 19–26.
- ILNICKI P. 1973. Rozmiar osiadania zmeliorowanych torfowisk nadnoteckich. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 146 s. 33–61.
- JADCZYŹYŃ T., KOWALCZYK J., LIPIŃSKI W. 2010. Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. Materiały Szkoleniowe. Nr 95. Puławy. IUNG-PIB. ISBN 978-83-7562-054-2 ss. 24.
- JASZCZYŃSKI J. 2011. Rozpuszczalny węgiel organiczny w wodach siedlisk torfowych. *Zeszyty Edukacyjne*. Nr 13. Falenty. Wydaw. ITP. ISBN 978-83-62416-11-0 ss. 91.
- JURCZUK S. 2000. Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. Biblioteczka Wiadomości IMUZ. Nr 96. ISSN 0519-7864 ss. 116.
- MACIOSZCZYK A., DOBRZYŃSKI D. 2007. Hydrogeochemia – Strefy aktywnej wymiany wód podziemnych. Warszawa. Wydaw. Nauk. PWN. ISBN 978-83-011151-35-5 ss. 448.

- METTROP I. S., CUSELL C., KOIJMAN A. M., LAMERS L.P.M. 2014. Nutrient and carbon dynamics in peat from rich fens and Sphagnum fens during different gradations of drought. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 68 s. 317–328.
- OKRUSZKO H. 1998. Zasady podziału gleb hydrogenicznych na rodzaje oraz łączenie rodzajów w kompleksy. *Roczniki Gleboznawcze*. T. 39. Z. 1 s. 127–152.
- OLDE VENTERINK H., DAVIDSSON T.E., KIEHL K., LEONARDSON L. 2002. Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil*. Vol. 243. Iss. 1 s. 119–130.
- PASTOR J., SOLIN J., BRIDGHAM S.D., UPDEGRAFF K., HARTH C., WEISHAMPEL P., DEWEY B. 2003. Global warming and the export of dissolved organic carbon from boreal peatlands. *Oikos*. Vol. 100. Iss. 2 s. 380–386.
- PASTUSZKO A. 2007. Substancja organiczna w glebach. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. Nr 30 s. 83–98.
- PIAŚCIK H. 1977. Przeobrażanie gleb torfowo-murszowych Pojezierza Mazurskiego ze szczególnym uwzględnieniem zmian w zawartości wapnia, żelaza i glinu. *Zeszyty Naukowe ART w Olsztynie. Rolnictwo*. Nr 23 s. 3–60.
- SAPEK A., SAPEK B. 1997. Metody analizy chemicznej gleb organicznych. *Materiały Instruktorzowe*. Nr 115. Falenty. Wydaw. IMUZ. ISSN 0860-0813 ss. 80.
- SAPEK B. 2009. Zapobieganie stratom i sekwestracja węgla organicznego w glebach łąkowych. *Inżynieria Ekologiczna*. Nr 21 s. 48–61.
- SAPEK B. 2013. Relationship between dissolved organic carbon and calcium and magnesium in soil water phase and their uptake by meadow vegetation. *Journal of Water and Land Development*. No 19 s. 69–76.
- SCHNITZER M., HANSEN E.H. 1970. Organo-metallic interactions in soils: 8. An evaluation of methods for determination of stability constant of metal-fulvic acid complexes. *Soil Science*. Vol. 109. Iss. 6 s. 333–340.
- SCHUMAN G. 2000. Effect of CaCl<sub>2</sub> on the kinetics of dissolved organic matter release from sandy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol. 163 s. 523–529.
- Skalar Flow Access 2002. User manual. Skalar Analytical BV.
- SZUNIEWICZ J., JAROS H., NAZARUK G. 1991. Gospodarka wodna na glebach torfowych. W: *Gospodarowanie na glebach torfowych w świetle 40-letniej działalności Zakładu Doświadczalnego Biebrza*. Biblioteczka Wiadomości IMUZ. Nr 77 s. 43–58.
- SZUNIEWICZ J. 1996. Oddziaływanie warunków wodnych na tempo zmniejszania miąższości łąkowo użytkowanych gleb torfowo-murszowych. *Wiadomości IMUZ*. T. 18. Z. 4. s. 181–196.
- VANCE G.F., STEVENSON F.J., SIKORA F.J. 1996. Environmental chemistry of aluminum-organic complexes. W: *The environmental chemistry of aluminum*. Pr. zbior. Red G. Sposito. New York. CRC Lewis Publishers s. 169–220.

*Jacek JASZCZYŃSKI*

### **IMPOVERISHMENT OF PEAT-MUCK SOIL IN ALKALINE COMPONENTS AS A FACTOR INTENSIFYING DISSOLVED ORGANIC CARBON (DOC) RELEASE TO WATER**

**Key words:** *alkaline components, DOC, solubility of organic compounds, peat-muck soils*

#### **S u m m a r y**

Changes in dissolved organic carbon (DOC) concentration in shallow ground water at drained fen (with peat-muck soil in the second degree of mucking process) were compared with changes of



soil pH and alkaline components and with their concentration in water from organic layer (peat deposit) of soil overgrown by a mown meadow. The study was carried in 2000–2012 in Kuwasy peatland, localized between Lake Rajgrodzkie and north-western border of the middle basin of the Biebrza River.

A significant decrease of pH in surface (0–40 cm) layers of peat-muck soil and increasing DOC concentration in groundwater collected from the whole vertical profile of organic deposit were found in the study period. The effect of decreasing Ca, Mg and K content in soil on the increase of DOC concentration in groundwater was confirmed. A significant role of sodium and iron was noted in the formation of mineral-organic complexes of increased solubility. The unambiguous tendency of increasing DOC concentration was also observed in water from draining ditch that neighboured the study meadow and drained off water from the fen.

**Adres do korespondencji:** dr inż. J. Jaszczyński, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Doświadczalny w Biebrzy, 19-200 Grajewo; tel. +48 86 273-40-51, e-mail: J.Jaszczynski@itp.edu.pl