

# 湿地生态系统磷迁移转化机制研究进展

崔虎<sup>1,2</sup>, 王莉霞<sup>1</sup>, 欧洋<sup>1</sup>, 阎百兴<sup>1</sup>, 韩露<sup>3</sup>, 李迎新<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 吉林 长春 130102;

2. 中国科学院大学, 北京 101408; 3. 吉林大学地球科学学院, 吉林 长春 130061)

**摘要:**磷在湿地生态系统中的生物地球化学行为备受关注。湿地土壤以有机磷(OP)为主,无机磷(IP)为辅。铁铝结合态磷(Fe/Al-P)是IP的主要组分,钙镁结合态磷(Ca/Mg-P)惰性最强。OP因与土壤成分固定程度较低,更易在土壤中移动,而成为优于总磷(TP)可指示水体富营养化程度的指标。土壤酸碱度、温度、有机质含量、干湿交替和C:N:P是影响湿地生态系统磷生物地球化学循环过程的关键环境因素。耕地恢复为湿地后,湿地土壤TP含量基本呈升高趋势。速效磷(A-P)因对土壤理化性质的改变比较敏感,不同区域研究结果差异较大。随着退耕年限的延长,湿地土壤对磷的最大吸附量( $X_m$ )、最大缓冲容量(MBC)和吸附常数(K)逐渐升高;但退耕初期,湿地土壤对磷的解吸率较高,可能会造成周边水域水体富营养化。

**关键词:**磷;生物地球化学;迁移转化;生态风险

**中图分类号:**Q148 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2020)02-0105-08

湿地是位于水陆交汇处的自然综合体,与森林、海洋并称为地球三大生态系统(Kentd, 2014)。在调节气候、净化水体、保护生物多样性和维持生态系统稳定等方面发挥重要作用(Duvigneaud et al, 1973);同时,湿地土壤可以减轻甚至消除环境中的某些有毒物质,具有“净化器”的功能(Ghermandi et al, 2010)。随着工农业污水的排放、水利工程的修建以及水陆交错带垦植等人类活动的逐渐增强,目前,我国湿地正面临着植被严重退化、面积迅速萎缩和生态系统生产力急剧下降等生态风险(Maltby et al, 1983)。自1978年以来,我国湿地面积共减少10.14万 $\text{km}^2$ ,约降低了1/3(韩大勇等, 2012)。因此,采取“抢救式”措施保护湿地资源已迫在眉睫。《全国湿地保护“十三五”实施规划》指出:到2020年,全国湿地面积不低于0.53亿 $\text{hm}^2$ ,湿地保护率超过50%,恢复退化湿地14万 $\text{hm}^2$ ,新增湿地面积20万 $\text{hm}^2$ (牛振国等, 2012)。由此可见,退耕还湿已经成为保护湿地资源的一项重要措施。

磷是水体中浮游植物生长和提供细胞动能的必需营养元素(Gliblin et al, 1997);以广泛多样的形式参与有机体的代谢过程(Prietz et al, 2016);是

光合、呼吸等重要生命活动的参与者(Audette et al, 2016);在能量贮存、迁移和转化过程中发挥关键性作用。磷肥施入农田土壤后,可形成难溶性的磷酸盐,并迅速被土壤矿物吸附或被生物固持,导致磷肥当季利用率较低(10%~20%)(张福锁等, 2008);农田土壤中经常出现磷素的盈余和累积(Sharpley et al, 1994)。耕地恢复为湿地后,生态系统水文条件发生显著改变,土壤可通过基质吸附、植物吸收和微生物积累等途径截留外源磷(Wang, 2004)。但随着土壤有机质的不断累积,磷的迁移能力逐渐增强,湿地土壤净化能力下降甚至可能会转化为磷释放源(Tiemeyer et al, 2005),且这种现象将持续5~10年(Steinman & Ogdahl, 2011);同时,湿地土壤和沉积物能够释放自身和吸附的外源磷素,致使上覆水磷浓度增加(Ma et al, 2008; Zhang et al, 2012)。因此,忽视湿地恢复后不断进行的外源净化—内源释放过程之间的转化,会给周边水体带来潜在的生态风险;而探明退耕还湿过程中磷的生物地球化学循环过程,对于明确外源净化—内源释放过程转化机制,保护周边水域生态系统具有重要意义。

## 1 湿地土壤中磷的赋存形态

### 1.1 土壤磷形态特征

按照Ruttenberg(1992)提出的SEDEX连续提取法,可将沉积物磷分为吸附态磷(L-P)、钙结合态磷(Ca-P)、铁结合态磷(Fe-P)、铝结合态磷(Al-P)、

收稿日期:2018-06-06

基金项目:国家自然科学基金(41771505, 41571480)。

作者简介:崔虎, 1991年生,男,博士研究生,主要从事面源污染与防治研究。E-mail: cuihu@iga.ac.cn

通信作者:王莉霞。E-mail: lxwang@iga.ac.cn

残留态磷(De-P)和有机态磷(OP)。L-P主要是指与沉积物胶体、碳酸钙和黏土矿物等通过配位作用发生专属性吸附的 $\text{PO}_4^{3-}$ (Stolt et al, 2000)。由于还原条件能够促进L-P的解吸,随着土壤深度的增加,L-P含量略有降低(Jarvie et al, 1998)。Fe/Al-P是指被铁、锰、铝氧化物及其氢氧化物包裹的磷,稳定性较低,能够被植物直接吸收利用(Ruban et al, 2001),是所占比例较大的无机态磷(IP),可用于评价海域不同历史时期的污染状况(Ruiz-PFernández et al, 2002)。Ca-P主要来源于碎屑岩或生物成因的灰石磷及难溶性的磷酸钙矿物,是沉积物中惰性较强的磷组分(Zhang et al, 2007)。De-P是矿物晶格中结合力较强的磷形态,主要来自流域风化侵蚀产物中的磷灰石矿物晶屑。OP是通过 $\text{Fe}^{3+}$ 和 $\text{Al}^{3+}$ 等金属架桥与有机质结合而形成的复合物,主要来自土壤中动植物残体和矿化降解的有机污染物等(Meissner et al, 2008)。OP被视为沉积物中磷的“储蓄积库”。有机质可矿化降解为溶解性的小分子有机磷或磷酸根,在浓度梯度的驱动下,通过间隙水向上覆水迁移扩散,或者通过吸附、络合作用而转化为其它形态的磷。与IP相比,OP与土壤成分固定程度较低,更易在土壤中移动,是一种优于TP的可指示富营养化程度的指标(Johnson & Loepfert, 2006),而成为近年来较受关注的磷形态。

## 1.2 各形态磷间的转化机制

沉积物中磷的赋存形态可影响磷的迁移转化过程和生物可利用性(Sinke et al, 1990; Turner et al, 2015)。湿地土壤TP含量介于0.28~1.32 g/kg,均值为0.63~0.81 g/kg(张彬等, 2012);李秋华等(2013)研究发现,湿地土壤以OP为主,IP为辅,OP含量与TP含量显著相关;安婉丽等(2016)却持有相反观点,指出IP是湿地土壤磷的主要赋存形态,可占土壤TP含量的60.4%~78.2%,而OP仅占较小比例。该现象产生的原因被归结为,两实验区分别为贵州百花湖湿地和闽江口湿地,分属亚热带季风和亚热带海洋性季风区,湿地水源补给期和温度存在较大差异,且土壤母质对磷赋存形态影响较大(Rydin, 2000);同时,闽江口湿地是位于海滨和河口交汇处的湿地,水动力作用较百花湖湿地强,可促进OP的矿化分解。张彬等(2012)运用标准测试程序(STM)对三峡水库腹心地带(巫山—重庆主城区段)湿地土壤中的磷进行分级测定,发现Fe/Al-P含量介于0.02~0.24 g/kg,均值为0.07 g/kg,占

TP的2.8%~34.3%;Ca-P含量介于0.08~0.92 g/kg,均值为0.37 g/kg,占TP的25%~85.1%。Ca-P含量高于Fe/Al-P含量的原因在于Ca-P稳定性较Fe/Al-P高,且Fe/Al-P在干湿交替的环境条件下有一定程度的释放。吉芳英等(2009)认为Ca-P是湿地土壤IP的主要赋存形态;而李秋华等(2013)研究发现贵州百花湖湿地土壤中Fe/Al-P含量占IP总量的77.1%。导致该结果的原因被解释为百花湖消落区土壤和沉积物中短程有序的晶体含量较高,易与磷酸盐离子发生络合反应。

## 2 湿地土壤磷迁移转化的影响因素

### 2.1 土壤酸碱度

土壤pH主要通过决定沉积物中磷的赋存形态、离子交换过程和竞争沉积物表面的吸附点位而影响磷在沉积物-上覆水的迁移转化特征(McDowell et al, 2002)。中性条件下,磷主要以 $\text{HPO}_4^{2-}$ 和 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 的形态存在,易与金属离子结合而被沉积物吸附,且植被吸收量较高,因而磷释放量相对较低(Moore & Reddy, 1994)。酸性条件下,磷酸盐以溶解态为主,Al-P最先释放,此时,HCl-P释放程度也会增强,但受营养状况限制(Koski et al, 2011);碱性条件下,磷酸盐以离子交换为主, $\text{OH}^-$ 与被束缚的磷酸盐阴离子竞争吸附位点(Ponnamperuma, 1972),导致磷的释放能力增强。综合而言,升高pH可降低铁铝化合物对磷的吸附能力,尤其是在强酸环境下,铁铝化合物表面发生质子化,磷吸附量显著增加。袁和忠等(2009)研究发现,强酸性(pH 2.0)及碱性(pH 9.5~11.8)环境均有利于磷的释放,强酸性水体磷含量随时间的延长而逐渐降低,但碱性水体呈持续释放状态;黄清辉等(2006)实验证明,沉积物在经历pH变化时表现出不同的磷释放模式,并提出Fe-P/Ca-P比值可作为鉴别沉积物酸化或碱化引起的磷释放的简单指数,当Fe-P/Ca-P<0.5时,沉积物在较低pH时即可达到较高的磷释放强度;而Fe-P/Ca-P比值较大时,高pH值有利于沉积物磷的释放。高湘等(2015)指出,酸性(pH=5)条件下,由于微生物代谢产生的 $\text{CO}_2$ 能够促进Ca-P的溶解以及加剧 $\text{H}^+$ 对其的溶出作用,导致湖泊沉积物中Ca-P含量约降低5.9%;中性(pH 7)条件下,因为 $\text{Al}^{3+}$ 在水解作用下生成 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 胶体,能够吸附上覆水中的 $\text{HPO}_4^{2-}$ 和 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 而形成沉淀,致使Al-P含量提高8.2%;碱性(pH 9)条件下,Fe-P和Al-P含量分别降低了11.5%和10.9%,导

致该结果的原因被解释为  $\text{OH}^-$  与被  $\text{Fe}^{3+}$  和  $\text{Al}^{3+}$  束缚的磷酸盐阴离子竞争吸附点位;同时,  $\text{OH}^-$  与沉积物中的  $\text{Fe}^{3+}$  和  $\text{Al}^{3+}$  形成更为稳定的氢氧化物,促使与  $\text{Fe}^{3+}$  和  $\text{Al}^{3+}$  结合的磷由于离子交换作用而被重新释放至上覆水 (Schimel et al, 2000); 此时,  $\text{Ca-P}$  含量升高 4.2%, 可能是  $\text{OH}^-$  促使某些化学沉淀或表面形成羟基磷酸造成的。

## 2.2 土壤温度

升高温度可促进磷从土壤向水体迁移扩散, 湿地转变为磷释放源, 加剧水体富营养化生态风险。王庭健等 (1994) 通过实验模拟温度对玄武湖底泥磷释放过程的影响, 发现磷的释放量在  $35^\circ\text{C}$  比  $25^\circ\text{C}$  时约提高 1 倍; 高湘等 (2015) 研究发现, 不同温度 ( $7^\circ\text{C}$ 、 $18^\circ\text{C}$  和  $30^\circ\text{C}$ ) 条件下, 沉积物 TP 含量分别降低了 1.5%、2.7% 和 7.6%, 以 OP 和 Fe-P 最为明显, 释放量高达 11.7% 和 9.3%; Liikanen (2002) 也曾指出, 在好氧或厌氧条件下, 磷的释放量均随温度的升高而增加, 温度每升高  $1\sim 3^\circ\text{C}$ , 底泥中 TP 释放量将增加 9%~57%, 且磷最大强度释放时间随温度的升高而提前。升高温度导致沉积物内源磷释放量增加的原因, 被解释为温度升高加快有机质在微生物作用下的分解速率, 引起间隙水耗氧增多, 降低了沉积物的氧化还原电位, 导致磷从正磷酸铁和氢氧化铁沉积物中被释放至间隙水 (王庭健等, 1994); 同时, 升高温度可促进生物扰动、矿化作用和厌氧转化等过程, 造成间隙水溶解氧含量降低, 表层沉积物逐渐恢复为还原状态, 使  $\text{Fe}^{3+}$  向  $\text{Fe}^{2+}$  转化, 加速磷酸盐的释放 (Audette et al, 2016)。

## 2.3 土壤有机质

土壤有机质对难溶性磷化物的影响机制比较复杂, 即可通过与  $\text{Ca}^{2+}$  结合降低其活度促进溶解, 也可在微生物的作用下矿化释放磷, 提高溶液中磷的活度抑制溶解 (Christensen et al, 1998)。一般认为, 土壤磷库与土壤有机质含量具有良好的相关性 ( $P < 0.01$ ), 特别是速效磷含量受有机质影响的程度较为明显 (Borie & Rubio, 2003); 曹琳等 (2011) 研究发现, 沉积物中有机质的矿化分解对磷的释放起促进作用, 实验组 (去除有机质) 沉积物对磷的最大吸附量 ( $X_m$ ) 较对照组低 20.48%~34.85%; 易文利等 (2008) 实验证明, 在去除轻组有机质的情况下, 沉积物溶解性活性磷和有机磷释放速率分别提高了 8.09~24.2 倍和 1.15~2.01 倍。土壤有机质对磷释放的影响机制: 一是有机质在分解过程中产生有机酸、腐殖酸等物质, 降低了土壤对磷的固持能力

(Noe et al, 2001); 二是有机质含量丰富的土壤有利于微生物的生长, 从而促进各形态磷之间相互转化 (Tiemeyer et al, 2005), 对土壤磷素有效性的提高产生积极作用。目前, 土壤有机质对磷吸附-解吸过程的影响结论尚不统一。王而力等 (2013) 指出, 有机质分解产生的有机酸释放出的  $\text{H}^+$  可使矿物表面基团质子化, 为磷提供更多的吸附点位; 同时, 有机质可通过钙键和铁铝键形成有机矿物复合体, 从而提高土壤对磷的吸附能力; 而夏汉平等 (1993) 认为, 有机质中的阴离子可与磷竞争吸附点位, 降低了土壤对磷的吸附量。湿地恢复过程中, 土壤有机质表现出持续积累状态。因此, 探明土壤有机质对磷吸附-解吸过程的影响机制, 有利于防治因湿地内源磷释放而引起的水体富营养化生态风险。

## 2.4 干湿交替

干湿交替是湿地最典型的特征 (Blackwell et al, 2013); 可通过决定土壤结构的形成、有机质的矿化分解和微生物群落的数量与种类, 进而对土壤生态系统的结构和功能产生重要影响 (Williams et al, 2000)。不同形态磷对湿地水文条件的响应差异较为明显, 周健等 (2018) 研究发现, 淹水-落干期间, 消落区土壤 TP 含量基本呈先下降后上升趋势, 而有效磷 (Olsen-P) 总体呈增加趋势; 落干期,  $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、Fe-P 和 Al-P 含量占比均有升高。干湿交替可影响土壤团聚体的粒径分布和化学稳定性, 导致磷在土壤团聚体上的吸附点位发生变化, 同时改变不同形态磷的吸附特性, 影响土-水界面磷的滞留-释放过程 (王而力等, 2013), 马利民等 (2008) 以释磷能力较强的紫色土为研究对象, 根据三峡库区消落带的干湿交替时间和空间特征, 采用室内模拟实验分析了周期性淹水-落干过程对土壤磷释放强度的影响, 发现淹水期, TP 释放量随干湿交替循环次数递增,  $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$  和 Al-P 浓度均表现为淹水升高、落干降低; Fe-P 是磷释放的主要动力, 淹水时迅速减少、落干时急剧增加; 王永壮等 (2013) 指出, 有机态磷在淹水条件下比较稳定, 在干旱条件下土壤氧化会导致有机磷矿化, 而无机态磷在干旱条件下较为稳定, 淹水条件能够刺激矿物结合态磷的释放; 从生物机理角度分析, 周期性水淹可通过影响微生物生境, 进而影响土壤磷的形态转化和释放机制 (Zhou et al, 2008)。干早期好氧环境加快微生物生长, 使磷富集于增长的生物群落; 随着水量的减少, 细菌消亡, 当再次水淹时, 磷将从微生物细胞中释放出来 (Gao et al, 2005)。



## 2.5 C : N : P (比值)

C、N、P是湿地生态系统的主要限制性营养元素(Surridge et al, 2012), C : N、C : P和N : P可通过影响水生植物的种类、分布状况和微生物的含量与活性,进而影响湿地土壤磷的释放机制。Stemer等(2002)指出,C、N、P之间的耦合作用制约了生态系统的主要过程,使有机体形成一定的内稳态机制,当其中一种元素含量发生变化时,将会引起其它元素的动态变化。刘丹等(2016)认为,土壤N : P是衡量有机质分解速率的重要指标,当 $N : P \leq 25$ 时,有机质以矿化为主,磷素得以释放;同时,可降低因有机质累积而引起的沉积物内源磷释放风险。郝贝贝等(2013)指出,土壤C : N : P是决定湿地植物种类及数量的关键环境因子,当 $N : P \leq 4.82$ 时,湖泊物种多样性显著下降,水体及沉积物有效磷含量明显提高,水体富营养化程度相应增加。目前,C : N、C : P和N : P对湿地生态系统中磷的生物地球化学循环的影响尚不明确。因此,应将C : N : P与湿地微生物群落和植被类型相结合进行长期定位监测,分析其与湿地土-水界面磷交换的关系,探讨C : N : P对磷生物地球化学循环机制的影响。

## 3 退耕还湿对土壤磷迁移转化过程的影响

### 3.1 对土壤磷含量的影响

耕地恢复为湿地后,湿地土壤不断进行着磷的外源净化-内源释放之间的功能转变(Kröger et al, 2012);其转化过程具体包括溶解性磷的吸附与解吸、磷酸盐的沉淀与溶解和含磷颗粒物的沉降与再悬浮(Meissner et al, 2008)。Lu等(2007)选取太湖沿岸退耕2~15年的湿地为研究对象,发现湿地土壤TP平均含量从0.045%上升至0.071%;张平究等(2011)研究退耕还湖18年的安庆沿江湿地土壤理化性质的变化,认为在水耕和旱耕条件下,土壤全磷含量分别增加了0.13 g/kg和0.06 g/kg,均低于对照湿地,土壤速效磷含量分别降低了0.6 g/kg和0.9 g/kg,低于或接近对照湿地。

笔者认为,导致土壤速效磷含量降低的原因可能是,与农田相比,湿地土壤失去了主要的磷素来源;湿地逐渐恢复为自然水域,在长期渍水还原条件下,磷酸铁被还原释放,增强了磷素的随水迁移性。李勇等(2016)发现,在自然恢复和人工修复条件下,湿地土壤速效磷含量分别提高了14倍和15倍;与张平究等(2011)的研究结果差异较大。导致该结果的原因被解释为,两研究选择的湿地修复年限及地

理位置不同,湿地土壤速效养分的含量随修复年限的增加呈升高或呈先下降、后上升的趋势;同时,自然条件(温度、湿度、日照时间等)也会影响湿地恢复速率。

### 3.2 对土壤磷吸附-解吸过程的影响

磷的吸附-解吸特征直接影响土壤对外源磷的固持能力。杨艳芳等(2014)通过选取不同退耕年限(3a、5a、9a、11a)的湿地为研究对象,探讨了退耕还湿对土壤磷吸附-解吸特征的影响,发现土壤对磷的最大吸附量( $X_m$ )、最大缓冲容量(MBC)和吸附常数( $K$ )均随退耕年限的延长而升高,说明恢复湿地土壤固持外源磷的能力较农田高;湿地土壤可因环境的变化通过解吸过程而成为磷释放源(Lu et al, 2007);恢复湿地土壤对磷的解吸率介于6.2%~4.6%,且随退耕年限的延长呈先升高、后下降的趋势(杨艳芳等, 2014)。因此,退耕初期土壤磷释放风险相对较高,需重点关注。

综合已有的研究成果,退耕还湿导致土壤磷含量变化的主要原因为:

(1)耕地恢复为湿地后,湿地生态系统内植物丰度和数量逐渐增加,增强了对汇入湿地养分的截留能力(张平究等, 2011)。

(2)淹水还原条件下,土壤微生物活性受到抑制,导致有机态磷转化为速效态磷的能力减弱,降低了磷素的消耗损失量(Turner et al, 2015)。

(3)输入湿地生态系统的磷相当部分来自被土壤黏粒吸附的磷,退耕还湿后湿地土壤黏粒对离子的吸附能力显著提高,增强了磷素的稳定固化作用(Rokosch et al, 2009)。

(4)水体系统逐渐恢复为自然水域,在长期渍水条件下,土壤温度低,通气条件差,磷酸铁被还原释放,增强了磷素的随水迁移性(李勇等, 2016)。

除以上因素外,湿地所处区域的自然环境、湿地生态系统内植被类型和历史耕作方式也会影响湿地土壤磷素的迁移转化过程。目前,对湿地土壤磷素研究的关注点是速效磷和全磷含量随恢复年限的变化。然而,磷素在湿地土壤中的迁移转化机理和参数指标尚不完善。

## 4 研究展望

磷素有效性探讨始终是湿地生态系统磷生物地球化学循环规律研究的核心。因此,理清磷素在恢复湿地中的迁移转化机制,探明影响其变化过程的主控环境因子,是研究磷素有效性的关键所在。

(1)关于退耕还湿对土壤磷素形态特征及含量变化影响的研究主要以退耕年限为变量因素,较多关注土壤各形态磷含量随湿地恢复时间的变化,但各形态磷之间相互转化的驱动因子和滞留-释放机制尚不明确。针对该问题,可开展恢复湿地土壤各项理化指标的研究,探寻其与土壤磷素之间的耦合关系,进而深入了解土壤理化指标对磷迁移转化的影响机制。

(2)湿地生态系统是自然综合体,受多重环境因子的综合影响,野外定位试验具有时间的长期性和气候的代表性等特点。因此,应将内源因素和外源因素相结合,进行长期定位监测,分析影响湿地土-水界面磷外源净化-内源释放的关键因素;同时,应加强从细胞水平探讨磷素的迁移转化规律。

(3)滨海湿地、河口湿地和湖泊湿地是现阶段研究的热点,而关于干旱和半干旱区域内湿地的报告较为缺乏。由于水文和温度条件的特殊性,开展干旱和半干旱湿地生态系统的研究具有十分重要的科学意义,可为全面认识湿地生态系统内磷素的生物地球化学循环机制提供基础理论数据。

(4)耕地恢复为湿地后,植被丰富度的提高是最为直观的景观变化;而根际土壤受植物根系分泌物和吸收作用的双重影响。因此,根际土壤的离子组成、有机质含量和微生物扰动等基本理化性质有别于其它土壤。由于根际土壤环境的特异性,根际中养分的化学行为与植物营养和食物链的关系更为密切。因此,开展湿地根际土壤磷的形态转化和吸附-解吸特征的研究具有一定的现实意义。

(5)推动新技术、新方法和新手段的发展是提高湿地研究水平的关键。因此,应大力推广湿地遥感和自动检测技术在退化湿地恢复研究等方面的应用;采用多参数湿地自动环境监测仪器和自动气候观测站实现同步湿地全天候环境监测,深入探讨沉积物磷的生态过程;建立湿地磷循环数学模型,深化机理认识。

#### 参考文献

安婉丽,高灯州,刘晴晴,等,2016.互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷形态及释放风险的影响[J].水土保持学报,30(6):214-219.

曹琳,吉芳英,林茂,等,2011.有机质对三峡库区消落区沉积物磷释放的影响[J].环境科学研究,24(2):185-190.

高湘,李妍,何怡,2015.湖泊底泥磷释放及磷形态变化[J].环境工程学报,9(7):3350-3354.

韩大勇,杨永兴,杨杨,等,2012.湿地退化研究进展[J].生态学报,32(4):289-303.

郝贝贝,吴昊平,史俏,等,2013.云南高原10个湖泊沉水植物的碳、氮、磷化学计量学特征[J].湖泊科学,25(4):539-544.

黄清辉,王磊,王子健,2006.中国湖泊水域中磷形态转化及其潜在生态效应研究动态[J].湖泊科学,18(3):199-206.

吉芳英,曹琳,林茂,等,2009.三峡库区新生消落区沉积物磷形态分析[J].环境科学研究,22(8):882-886.

李秋华,陈峰峰,龙健,等,2013.贵州百花湖消落区土壤磷赋存形态初步研究[J].地球与环境,41(5):490-497.

李勇,韩勤,刘新宇,等,2016.乌裕尔河滨河湿地不同退耕还湿方式下土壤养分恢复特征[J].湿地科学,14(4):586-589.

刘丹,陈清,王义东,等,2016.天津市芦苇沼泽底泥中的碳、氮和磷分布及其生态化学计量学特征[J].湿地科学,14(6):908-915.

马利民,张明,滕衍行,等,2008.三峡库区消落区周期性干湿交替环境对土壤磷释放的影响[J].环境科学,29(4):1035-1039.

牛振国,张海英,王显威,等,2012.1978-2008年中国湿地类型变化[J].科学通报,57(16):1400-1411.

王而力,王嗣淇,徐颖,2013.沙土不同粒径微团聚体对磷的富集特征[J].环境科学学报,33(3):827-834.

王庭健,苏睿,金相灿,等,1994.城市富营养湖泊沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响[J].环境科学研究,7(4):12-19.

王永壮,陈欣,史奕,2013.农田土壤中磷素有效性及影响因素[J].应用生态学报,24(1):260-268.

夏汉平,高子勤,1993.磷酸盐在土壤中的竞争吸附与解吸机制[J].应用生态学报,4(1):89-93.

杨艳芳,孔令柱,郑真,等,2014.退耕还湖后湿地土壤对磷的吸附解吸特性[J].应用生态学报,25(4):1063-1068.

易文利,王圣瑞,金相灿,等,2008.去除轻组有机质对湖泊沉积物磷释放速率的影响研究[J].南开大学学报(自然科学版),41(4):1-7.

袁和忠,沈吉,刘恩峰,等,2009.模拟水体pH控制条件下太湖梅梁湾沉积物中磷的释放特征[J].湖泊科学,21(5):663-668.

张彬,方芳,陈猷鹏,等,2012.三峡水库消落区土壤理化特征及磷赋存形态研究[J].环境科学学报,32(3):713-720.

张福锁,王激清,张卫峰,等,2008.中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J].土壤学报,145(5):915-924.

- 张平究, 赵永强, 孟向东, 等, 2011. 退耕还湖后安庆沿江湿地土壤理化性质变化[J]. 土壤通报, 42(6): 1319-1323.
- 周健, 李春辉, 张志永, 等, 2018. 淹水落干下三峡水库消落带土壤无机磷形态转化特征[J]. 环境科学, 39(1): 1-9.
- Audette Y, O'Halloran I P, Evans L J, et al, 2016. Preliminary validation of a sequential fractionation method to study phosphorus chemistry in a calcareous soil[J]. *Chemosphere*, 152: 369-375.
- Blackwell M S A, Carswell A M, Bol R, 2013. Variations in concentrations of N and P forms in leachates from dried soils rewetted at different rates[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 49(1): 79-87.
- Borie F, Rubio R, 2003. Total and organic phosphorus in Chilean volcanic soils[J]. *Gayana Botanica*, 60(1): 69-78.
- Christensen K K, Jensen H S, Andersen F O, et al, 1998. Interferences between root plaque formation and phosphorus availability for isoetids in sediments of oligotrophic lakes[J]. *Biogeochemistry*, 43(2): 107-128.
- Duvigneaud P, Denaeyer-De Smet S, 1973. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests[J]. *Analysis of Temperate Forest Ecosystems*, 49(9): 199-225.
- Gao L, Zhou J M, Yang H, et al, 2005. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake[J]. *Environmental Geology*, 48(7): 835-844.
- Ghermandi A, van den Bergh J C J M, Brander L M, et al, 2010. Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis[J]. *Water Resources Research*, 46(12): 1-12.
- Giblin A E, Hopkinson C S, Tucker J, 1997. Benthic metabolism and nutrient cycling in Boston Harbor, Massachusetts[J]. *Estuaries*, 20(2): 346-364.
- Hinsinger P, 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review[J]. *Plant and Soil*, 237(2): 173-195.
- Jarvie H P, Whitton B A, Neal C, 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance[J]. *Science of the Total Environment*, 210-211(1): 79-109.
- Johnson S E, Loeppert R H, 2006. Role of organic acids in phosphate mobilization from iron oxide[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 70(1): 222-234.
- Kent D M, 2010. Applied wetlands science and technology [M]. Boca Raton: CRC Press.
- Koski-Vähälä J, Hartikainen H, Tallberg P, 2001. Phosphorus mobilization from various sediment pools in response to increased pH and silicate concentration[J]. *Journal of Environmental Quality*, 30(2): 546-552.
- Kröger R, Lizotte Jr R E, Douglas Shields Jr F, et al, 2012. Inundation influences on bioavailability of phosphorus in managed wetland sediments in agricultural landscapes [J]. *Journal of Environmental Quality*, 41(2): 604-614.
- Liikanen A, Murtoniemi T, Tanskanen H, et al, 2002. Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake[J]. *Biogeochemistry*, 59(3): 269-286.
- Lu J W, Wang H J, Wang W D, et al, 2007. Vegetation and soil properties in restored wetlands near Lake Taihu, China[J]. *Hydrobiologia*, 581(1): 151-159.
- Ma L M, Zhang M, Teng Y H, et al, 2008. Characteristics of phosphorous release from soil in periodic alternately waterlogged and drained environments at WFZ of the Three Gorges Reservoir[J]. *Environmental Science*, 29(4): 1035-1039.
- Maltby E, Turner R, 1983. Wetlands of the world[J]. *Geographical Magazine*, 55(1): 12-17.
- Mcdowell R, Sharpley A, Withers P, 2002. Indicator to predict the movement of phosphorus from soil to subsurface flow[J]. *Environmental Science & Technology*, 36(7): 1505-1509.
- Meissner R, Leinweber P, Rupp H, et al, 2008. Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: A Trans-european case study[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 188(1/4): 111-126.
- Moore A, Reddy K R, 1994. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida[J]. *Journal of Environmental Quality*, 23(5): 955-964.
- Noe G B, Childers D L, Jones R D, 2001. Phosphorus biogeochemistry and the impact of phosphorus enrichment: Why is the everglades so unique? [J]. *Ecosystems*, 4(7): 603-624.
- Ponnamperuma F N, 1972. The chemistry of submerged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 24: 29-96.
- Prietz J, Klysubun W, Werner F, 2016. Speciation of phosphorus in temperate zone forest soils as assessed by combined wet-chemical fractionation and XANES spectroscopy[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179(2): 168-185.
- Rokosch A E, Bouchard V, Fennessy S, et al, 2009. The use of soil parameters as indicators of quality in forested

- depressional wetlands[J]. *Wetlands*, 29(2): 666 - 677.
- Ruban V, López-sánchez J F, Pardo P, et al, 2001. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments-A synthesis of recent works[J]. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 370(2): 224 - 228.
- Ruiz-Fernández A C, Hillaire-marcel C, Ghaleb B, et al, 2002. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients[J]. *Environmental Pollution*, 118(3): 365 - 377.
- Ruttenberg K C, 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments[J]. *Limnology and Oceanography*, 37(7): 1460 - 1482.
- Rydin E, 2000. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment[J]. *Water Research*, 34(7): 2037 - 2042.
- Schimel D, Melillo J, Tian H, et al, 2000. Contribution of increasing CO<sub>2</sub> and climate to carbon storage by ecosystems in the United States[J]. *Science*, 287: 2004 - 2006.
- Sharpley A N, Withers P J A, 1994. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus[J]. *Fertilizer Research*, 39(2): 133 - 146.
- Sinke A J C, Cornelese A A, Keizer P, et al, 1990. Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands[J]. *Freshwater Biology*, 23(3): 587 - 599.
- Steinman A D, Ogdahl M E, 2011. Does converting agricultural fields to wetlands retain or release P? [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(3): 820 - 830.
- Sterner R W, Elser J J, Vitousek P, 2002. Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere [M]. Princecon: Princecon University Press.
- Stolt M H, Genthner M H, Lee Daniels W, et al, 2000. Comparison of soil and other environmental conditions in constructed and adjacent palustrine reference wetlands[J]. *Wetlands*, 20(4): 671 - 683.
- Surridge B W, Heathwaite A L, Baird A J, 2012. Phosphorus mobilisation and transport within a long-restored floodplain wetland[J]. *Ecological Engineering*, 44(Supplement C): 348 - 359.
- Tiemeyer B, Lennartz B, Schlichting A, et al, 2005. Risk assessment of the phosphorus export from a re-wetted peatland[J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30(8/10): 550 - 560.
- Turner B L, Cheesman A W, Condron L M, et al, 2015. Introduction to the special issue: Developments in soil organic phosphorus cycling in natural and agricultural ecosystems[J]. *Geoderma*, 257: 1 - 3.
- Wang G P, 2004. Character of phosphorus biogeochemistry on wetlands[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 4(4): 193 - 195, 199.
- Williams M A, Rice C W, Owensby C E, 2002. Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO<sub>2</sub> for 8 years[J]. *Plant and Soil*, 227(1): 127 - 137.
- Zhang B, Fang F, Chen Y P, et al, 2012. Phosphorus speciation and physical-chemical characteristics in the soils of water-level-fluctuating zone in the central district of Three Gorges Reservoir area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 32(3): 713 - 720.
- Zhang T X, Wang X R, Jin X C, 2007. Distribution of phosphorus fractions in the sediments from different regions of Lake Taihu[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 26(4): 1207 - 1213.
- Zhou X L, Shan B Q, Zhang H, 2010. Phosphorus release: A biogeochemical insight from a restored lakeside wetland in the Yangtze-huaihe region, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 22(3): 347 - 354.

(责任编辑 万月华)

## Research Progress on Phosphorus Migration and Transformation in Wetland Ecosystem

CUI Hu<sup>1,2</sup>, WANG Li-xia<sup>1</sup>, OU Yang<sup>1</sup>, YAN Bai-xing<sup>1</sup>, HAN Lu<sup>3</sup>, LI Ying-xin<sup>1,2</sup>

(1.Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, P.R.China;

2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China;

3.College of Earth Sciences, Jilin University, Changchun 130061, P.R.China)

**Abstract:** The ongoing process of exogenous resource purification and endogenous resource release during wetland restoration brings potential risk to surrounding water bodies. Investigating the biogeochemical behavior of phosphorus in wetland ecosystems is important for understanding the transformation of exogenous and endogenous resources as they are purified and released during ecological restoration of wetlands, and has received considerable attention. In this review, we summarize research advances on phosphorus biogeochemistry in wetland ecosystems. Organic phosphorus (OP) is the primary component of total phosphorus (TP) in wetland soil, supplemented with inorganic phosphorus (IP). Iron-aluminum bound phosphorus (Fe/Al-P) is the main component of IP, followed by calcium-magnesium bound phosphorus (Ca/Mg-P), a more stable component. OP is better than TP for indicating the degree of eutrophication in water bodies near a wetland being restored because it is less fixed to wetland soil and more mobile. The key environmental factors affecting phosphorus biogeochemistry in a wetland ecosystem are pH, temperature, soil organic matter (SOM), alternating dry and wet conditions, and the elemental ratio of C : N : P. After restoring farmland to wetland, the resulting TP content in the wetland soil tends to increase and available phosphorus (A-P) varies spatially due to the difference in soil physicochemical properties. When a wetland is restored, the maximum phosphorus uptake ( $X_m$ ), maximum buffer capacity (MBC) and adsorption constant ( $K$ ) of the wetland soil gradually increases. However, at the initial stage of reclamation, the desorption rate of phosphorus from wetland soils is high and may contribute to eutrophication of surrounding water bodies.

**Key words:** phosphorus; biogeochemistry; migration and transformation; ecological risk