

红树林土壤 pH 和其他土壤理化性质之间的相互作用

沙聪^{1,2}, 王木兰^{1,2}, 姜玥璐^{1*}, 林光辉^{1,3}

1. 清华大学深圳研究生院, 深圳 518000;

2. 清华大学环境学院, 北京 100084;

3. 清华大学地球系统科学系, 地球系统数值模拟教育部重点实验室, 北京 100084

* 联系人, E-mail: jiang.yuelu@sz.tsinghua.edu.cn

2018-04-18 收稿, 2018-05-24 修回, 2018-05-25 接受, 2018-07-19 网络版发表

国家自然科学基金(41474032)、国家自然科学基金青年科学基金(41506129)和深圳市科技创新委计划项目(JCYJ20170412171959157, JCYJ20150529164918736, JCYJ20150831192329178)资助

摘要 红树林生态系统具有强大的固碳、储碳能力, 在防治污染、净化水体和维持生物多样性等方面也发挥着重要作用。然而在气候变化和人类活动双重影响下, 红树林生态系统正面临着面积锐减、生态系统结构简化、生物多样性降低、生态功能退化等巨大考验。红树林湿地土壤的理化性质如pH、养分含量及盐度等直接或间接影响着红树林的生长状况和生态功能。红树林土壤中pH和其他理化性质之间的相互关系, 除了两个因素之间相互作用外, 也同样受其他理化条件的影响。红树林土壤pH只有维持在合理范围, 才能维持和提高红树林生态系统的固碳作用, 发挥其强大的固碳功能。红树林土壤通常多是酸性硫酸盐土, 硫含量较高, 土壤pH与全硫含量一般呈负相关关系。红树的数量、种类、密度、分布以及种群结构都直接影响着土壤中的硫含量, 而土壤的氧化状态、硫含量及硫化物的种类和分布又是决定土壤pH的重要因素, 同时pH也影响土壤中硫化物的赋存状态。红树林土壤中有机物的摄入和分解是不断进行的过程, 其中有机碳的含量和种类通过影响土壤细菌的种群结构、生长、生理过程, 进而影响土壤pH; 同时, 土壤pH的平衡又影响着红树林土壤中的有机碳含量和种类。高含盐的红树林土壤的pH与盐度之间, 一般呈正相关关系; 然而盐度到底是直接影响, 还是间接影响了pH的变化, 还有待进一步研究。因此, 探索红树林土壤理化性质的相互关系具有重要意义。本文首先以pH为切入点, 综述了红树林湿地土壤pH和其他理化性质之间的相互关系和作用, 包括pH与硫含量、有机碳、盐度、溶解氧以及N、P含量的相互关系。然后探讨了气候变化和人类活动可能对红树林土壤pH产生的影响。最后, 尝试通过上述内容, 推理出土壤pH和其他理化性质对具体的气候变化现象和人类活动(如海平面上升、红树林重建等)可能做出的响应。本文涉及的研究内容和分析方法对于发挥红树林储碳能力、修复和重建红树林都具有重要的参考意义。

关键词 红树林, 气候变化, 人类活动, pH, 养分含量

红树林湿地大多分布于热带、亚热带沿海潮间带, 在消浪护岸、防治污染、净化水体、优化沿海环境、维持生物多样性和海岸带生态平衡等方面发挥着重要作用^[1], 也因其强大的固定CO₂的能力而被誉为“蓝碳库(blue carbon sinks)”^[2]。红树林湿地强大的碳汇能力主要有两方面重要原因: 一是它生产力水平

极高^[3], 可以吸收利用大量的CO₂, 这一过程的顺利进行需要湿地土壤提供足够的营养; 二是红树林湿地土壤中有有机碳分解速率低, 碳储存时间长, 这使得湿地土壤具有强大的捕获、固定CO₂的能力^[2,4], 而有有机碳的稳定性和分解快慢也与土壤性质息息相关。因此, 红树林湿地土壤的理化性质对进一步了解湿

引用格式: 沙聪, 王木兰, 姜玥璐, 等. 红树林土壤 pH 和其他土壤理化性质之间的相互作用. 科学通报, 2018, 63: 2745–2756

Sha C, Wang M L, Jiang Y L, et al. Interactions between pH and other physicochemical properties of mangrove sediments: A review (in Chinese). Chin Sci Bull, 2018, 63: 2745–2756, doi: 10.1360/N972018-00369

地碳循环过程及其碳汇能力非常重要。

红树林是重要的碳汇场所,具有强大的生态功能,同时也是生态敏感带。近年来由于气候变化和人类活动的影响,红树林湿地面临面积锐减、生态系统结构简化、生物多样性降低、生态功能退化等严重问题^[5]。2006年,澳大利亚世界红树林大会上,专家们一致认为也许不到100年的时间,我们就将失去红树林及其生态系统提供的各种资源^[6]。气候变化和人类活动对红树林生态系统的影响是复杂的、多样的且无法忽视的,其影响主要有两种方式:一是直接影响红树植物;二是通过改变红树林土壤理化性质,间接影响红树林生态系统。本文以pH为中心,总结了红树林土壤理化性质是如何相互影响并达到相对平衡,为研究气候变化和人类活动影响下红树林土壤理化性质的变化及其动态平衡提供了理论依据。

1 红树林土壤pH和其他理化因子的相互作用

红树林土壤中的各理化性质(如pH、溶解氧、盐度、S、P、N含量等)之间有着复杂的相互关系,形成不断变化的动态平衡系统。在红树林土壤理化动态平衡中,pH可能是具有决定作用的因素,占据着重要地位^[7]。研究表明,红树林湿地土壤pH主要受潮汐效应、土壤中有有机物含量^[8]、Eh^[7]、土壤含硫量^[9]等因素的影响;同时,红树林与海岸线的距离、与河流的距离,雨季中淡水对海水的稀释,盐度和气温的降低,有机物质的降解等外界因素都极大地影响着pH^[10,11]。图1以pH为中心,总结了红树林土壤各理化性质之间的相互关系和作用。

1.1 土壤硫含量与pH的相互作用

红树的化学组成中硫含量很高,平均达0.4%左右,这一特征对土壤发生及其性质有巨大的影响^[9],因此红树林土壤通常都是酸性硫酸盐土。有研究表明,在红树林表层土壤中(0~10 cm),红树高密度的活性根将导致土壤次氧化/氧化、黄铁矿氧化、土壤酸化等现象^[12],这表明土壤中的硫很大一部分是来源于红树植物的活性根。何琴飞等人^[13]对钦州湾不同类型红树林的土壤因子进行了测算和分析,发现随着土壤硫含量的增加,土壤pH呈对数下降,相关性达到极显著水平;龚子同和张效朴^[9]的研究也认为,土壤pH与全硫含量呈负相关关系。

除了上述所说硫化物含量对土壤pH有显著影响,

硫化物的种类和分布对pH的影响则更为直接和具体。土壤中的可氧化硫化物(黄铁矿、黄钾铁矾等),在土壤脱水通气氧化后产生大量硫酸,致使土壤酸化,土壤pH急剧下降^[9];同时土壤干燥生境中,硫氧化细菌对低价硫化物的氧化作用使pH进一步降低,甚至可达3~2.4^[14],究其原因就是土壤中硫氧化细菌的存在改变了土壤硫化物的分布。在恒温氧化还原体系中,Eh由氧化剂与还原剂的活度比决定:氧化剂所占的比例越大,Eh值越高,则氧化强度越大;反之,则还原性越强。Eh的高低直接影响硫化物的氧化,进一步影响pH的高低。因此,在红树林土壤中,土壤的氧化状态和硫含量都是决定土壤pH的重要因素。

当然,红树林土壤中pH与全硫含量的负相关关系^[9]并不是硫对pH单方向影响的结果,pH也会影响土壤中硫化物的赋存状态。硫酸盐还原菌和硫氧化细菌分别会把高价态硫化物还原为低价态和把低价态硫化物氧化为高价态。这两种细菌是影响硫化物赋存状态的主要微生物类群,同时pH又是限制这两种微生物数量和活性的重要因素之一。

红树的数量、种类、密度、分布以及种群结构直接影响着土壤中的硫含量,同时土壤中的硫含量又影响着红树林土壤的pH。红树种植数量越多、密度越大,越会促使土壤pH向降低的方向发展。深入了解这些影响对全面评价红树林土壤pH在土壤理化性质中的作用和位置、土壤pH对红树林生态系统稳定性的影响具有重要意义;尤其在红树林重建工程中,研究土壤硫含量与pH的相互作用,有利于更加科学、合理的规划和安排红树林种植种类、密度及分布结构。目前,对不同生境下(例如温度、潮汐状况、污水排入情况、其他营养元素含量),土壤pH与硫有效态含量的关系和相互影响规律相关研究仍较少,二者的相互作用及变化对红树林土壤其他理化性质的影响也需要更多的研究来验证。

1.2 土壤有机碳与pH的相互作用

红树林最大特点之一就是能通过有机碳摄入和分解的综合作用,在土壤中储存大量的有机碳^[15]。红树林土壤中有机碳和pH之间也存在相互作用的关系(图1)。

一方面,红树林土壤中有机碳的含量和种类会影响土壤pH。有机碳的种类和数量影响着土壤细菌的种群结构、生长、生理过程,进而影响土壤pH。

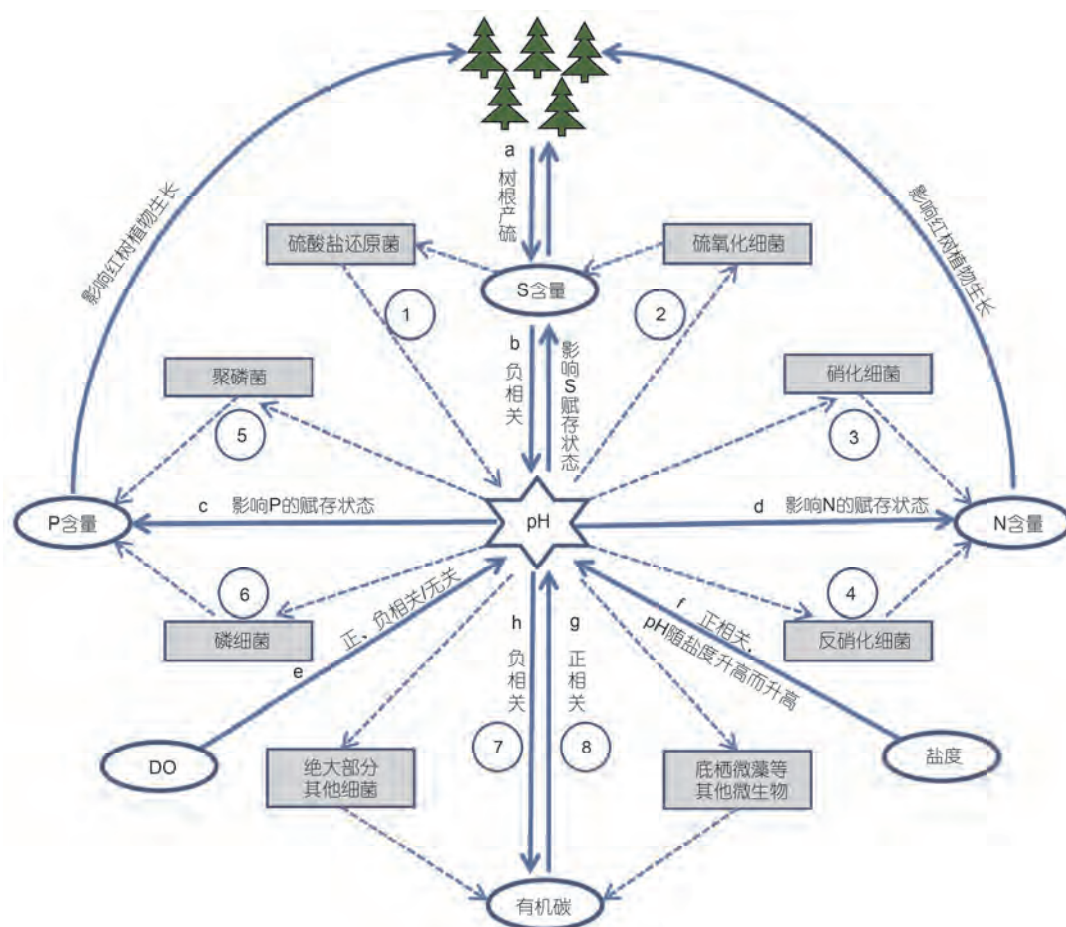


图 1 (网络版彩色)红树林土壤一些主要理化性质的相互关系. ① 硫酸盐还原菌的硫酸盐还原反应; ② 硫氧化细菌的硫氧化反应; ③ 硝化细菌的硝化作用; ④ 反硝化细菌的反硝化作用; ⑤ 磷细菌的聚磷反应; ⑥ 磷细菌的释磷反应; ⑦ 绝大部分其他细菌分解有机物的过程; ⑧ 底栖微藻分解有机物的过程. a, 红树树根产硫, 红树越多, 土壤硫含量越高; b, 在同样的氧化条件下, 硫含量越高, pH越低; c, pH影响含磷化合物的存在形态; d, pH影响含氮化合物的存在形态; e, 不同的研究得出不同的结论(DO和pH分别表现出正、负相关和无关的数量关系); f, pH随盐度升高而升高; g, 其他条件不变, 有机碳含量增加将导致pH升高; h, 其他条件不变, pH降低, 将导致有机碳含量升高

Figure 1 (Color online) Interactions among several key physicochemical properties of mangrove sediments. ① Sulfate reduction by sulfate-reducing bacteria; ② sulfur oxidation by sulfur-oxidizing bacteria; ③ nitrification by nitrobacter; ④ denitrification by denitrifier; ⑤ phosphorus accumulation by phosphobacteria; ⑥ phosphorus releasing by phosphobacteria; ⑦ organic matter decomposition by microorganisms; ⑧ organic matter decomposition by benthic microalgae. a, Sulfur accumulation in mangrove sediments. The more the mangroves, the higher the sulfur level in sediments. b, The higher sulfur level in sediments, the lower pH in the same oxidizing condition. c, pH influences the status of phosphorous compounds. d, pH influences the status of nitrogenous compounds. e, Different studies lead to different conclusions: pH may show positive, negative and independent relationships with dissolved oxygen. f, pH increases with increasing salinity. g, Increasing organic matter level can induce the increase in pH. h, Decreased pH can induce the increase in organic matter level

Jayalath等人^[8]在实验室条件下模拟了雨季和干季,并在雨季和干季分别对红树林土壤投加不同种类的有机物.研究发现,雨季投加植物秸秆等有机物,土壤pH呈升高趋势;而干季投加植物秸秆,土壤pH先出现了下降趋势,然后上升,最终也会达到比空白对照更高的土壤pH^[8].也就是说,在特定条件下,土壤有机物含量的增加可以刺激硫酸盐还原反应,土壤pH升高,从而改善土壤理化条件;而干季土壤pH

与有机物含量没有像雨季那样呈现简单的正相关关系, Jayalath等人^[8]给出的解释是,在该模拟条件下, pH降低是因为在干季之前的湿季,土壤积累了FeS或FeS₂,其被氧化使土壤pH减低.如果将实验室模拟扩展到实地研究,可能会发现干湿季也存在明显的不同,如干季土壤干燥会影响土壤的通气率,土壤含氧量升高会促进硫酸盐的氧化作用;又如,干季时降水量小,海水盐度与雨季相则较高,这些因素变化

也会影响红树林土壤的pH. 另外, 除土壤有机碳含量, 土壤有机物种类和特征(如分子量和C/N比等)也直接影响土壤pH的变化^[8]. 如前一小节所述, 红树林土壤中发挥主要作用的是硫酸盐还原菌, 其常利用易降解有机物(如分子量较低的有机物)^[16], 将硫酸盐等氧化态硫转换为还原态硫, 进而改变土壤的pH. 当土壤中有有机物C/N比约为10时, 硫酸盐还原菌活性最大, 最有利于微生物对有机物的降解^[17,18]. 有机碳的含量和种类对于土壤pH的影响也并不是简单的单向关系, 这一作用还需考虑土壤其他理化性质的影响, 包括土壤pH原本的状态. 有研究表明, 当pH<4.5时, 硫酸盐还原剂活性较低, 向土壤中投加有机物并不能有效提高pH; 而当土壤pH>4.5时, 向土壤中投加有机物能更高效地促进硫酸盐还原反应的发生^[16]. 由此可以推理出, 若想通过增加有机碳含量提高pH, 达到优化土壤条件的目的, 需要先利用外界因素将土壤pH调整到4.5左右. 例如, 潮汐效应就是改变pH的重要外界因素之一. 有研究表明, 在高潮位淹没时间较长时, 红树林土壤pH上升, 酸度有所减轻, 如果此时向红树林添加适当的有机碳(如植物秸秆等), 能够有效地提高pH^[8]. 一定条件下, 有机物的投加可以改善红树林土壤的pH并进而影响其他土壤理化性质, 但投加有机物对红树林重建是否有正面作用, 或是是否可以通过投加有机物来提高红树林净化污染水体效率这些方面研究仍鲜少关注.

另一方面, 土壤pH也影响着红树林土壤中有机碳含量和种类. 红树林土壤中有有机物的摄入和分解不断进行, 这两个过程都受到土壤pH的影响, 同时其平衡也决定了红树林土壤中的储碳量. 红树林土壤系统摄入有机碳的形式多种多样, 比如垃圾、腐烂根茎、根的分泌液和微生物体等形式, 红树凋落物、浮游植物和底栖微藻等都是红树林生态系统碳循环的重要组成部分^[19]; 而红树林土壤中有机碳的分解主要依靠微生物或中型土壤生物^[20]. 郭志华等人^[21]对海南清澜港红树林分布区进行采样, 分析pH对有机物含量的影响, 发现河口区土壤有机碳含量与土壤pH均呈显著负相关($P<0.05$), 即土壤有机碳含量随土壤pH升高而降低. 张文娟等人^[22]认为, 有机碳之所以与pH呈负相关, 是因为土壤pH直接影响土壤中微生物的种类、数量和活性, 例如在酸性土壤中, pH限制了微生物的种类多样性, 降低了有机质的分解速率; 红树林土壤pH的升高(酸性区间内)又可导

致红树林土壤中有有机碳大量分解, 以CO₂的形式释放到大气中, 从而加重温室效应. 所以, 红树林土壤pH值只有维持在合理范围, 红树林才能发挥其强大的固碳功能.

土壤有机物对pH影响的研究, 对重建红树林、维护生物多样性、净化污染水体等方面都有重要的理论和应用价值; 土壤pH对有机物含量和组成的影响、减少土壤碳释放的最适土壤pH范围等对维持和提高红树林生态系统的固碳作用具有重要意义. 目前对红树林碳含量、CO₂通量与土壤pH的关系, 以及影响它们之间动态平衡因素的研究仍鲜少报道.

1.3 盐度对pH的影响

红树林分布的沿海地带土壤含盐量通常较高, 而不同的红树植物对于土壤的盐度和pH适应范围也各不相同^[23]. 红树林分布离岸的距离、与淡水源的距离、所处位置的海拔高度、潮汐现象的频率强度等因素, 也都会对红树林土壤盐度产生显著影响, 从而或直接或间接地影响红树林土壤的pH. Satheeshkumar和Khan^[11]通过对印度Pondicherry沿岸红树林的水文数据分析认为, 低盐低温的环境将导致红树林土壤pH值偏低. 刘荣成^[24]通过对泉州湾河口湿地的红树林湿地土壤理化性质进行了研究, 发现当淡水注入较少、人类活动影响较小且红树林土壤盐度只受潮汐影响下, 土壤pH和盐度呈明显的正相关关系. 红树林土壤盐度与pH之间的正相关关系, 究竟是因为盐度对pH的直接影响作用, 还是因为潮汐作用引入海水影响了盐度, 使土壤酸度减小, 间接影响pH, 还有待进一步研究(图1).

另外, 潮汐现象除了影响红树林土壤的盐度, 还会影响红树林土壤的其他理化性质. 潮汐通过将富氧海水、微生物、悬浮体(TSS)、可溶物质和营养盐输入红树林沉积物, 进而影响土壤的多种理化性质; 潮汐作用还可促进降解产物和微生物在土壤中的输运^[25]. 由于潮汐现象本身复杂性, 其对红树林土壤理化性质的影响可能是通过物理、化学、生物等多渠道、多界面共同作用实现, 相关过程和机理的研究仍需要大量的实验进行验证.

1.4 溶解氧(DO)与pH的相互作用

红树林土壤中溶解氧(dissolved oxygen, DO)不但影响红树林土壤中微生物的活性及N和P等营养元

素的存在形态,同时也影响土壤的pH,其相互作用如图1所示。

同一环境中红树林土壤各理化性质互相作用、互相影响,任何两种理化因素的相互作用同时还受其他环境因素影响;同样,DO和pH之间的关系不仅仅是这两个因素简单的相互作用,也同样受其他理化条件的影响。Boto和Bunt^[26]在对澳大利亚昆士兰红树林区域的研究中发现,红树林土壤DO和pH具有显著的线性正相关关系。Boto和Bunt^[26]认为,DO和pH的正相关关系主要是由于溶解性有机物的中间作用,并提出了两个可能原因:(1)弱酸在空气氧化的过程中,同时降低了土壤的pH和DO;(2)土壤pH降低可使土壤有机碳含量增加(如1.2所述),进而增强细菌的呼吸和代谢,最终降低土壤含氧量。然而,Satheeshkumar和Khan^[11]在对印度南部红树林水体及沉积物的多项理化性质的研究结果却显示,红树林土壤DO和pH呈负相关关系,可能因其研究的红树林区域受潮汐影响较大,即该红树林区域淹水期较长,导致土壤水环境pH有上升趋势,而溶解氧则因水淹表现出降低趋势。Yuwono等人^[27]对印度尼西亚红树林的研究发现,红树林土壤DO和pH并不具有显著的相关关系,但该研究中数据较少,并不能得到确定的结论。

红树林土壤DO和pH的相互关系也因特定生境、研究地区、调查时间的不同,迄今仍没有得到统一的变化规律。红树林土壤DO和pH之间相互作用受有机物含量、潮汐作用等理化条件影响较大,因此到底哪些因素起决定协调作用还需要实验数据及对更多红树区域研究的支持和验证。

1.5 pH对营养盐的影响

磷和氮是红树植物和土壤微生物生存、生长必需营养盐。pH对P和N在红树林沉积物中的存在数量、赋存形式具有重要的决定作用(图1)。pH变化能打破原有磷酸盐矿物的溶解平衡,使得平衡向沉淀生成或者沉淀溶解的方向移动,其改变决定着土壤中有效磷及各种矿物质磷的含量。

在红树林沉积物的酸性土壤中,黄铁矿在有氧条件下氧化形成酸性硫酸盐土,降低P的生物有效性,使P成为生长的限制因子^[28]。目前许多研究认为,磷酸盐矿物的溶解度受pH影响^[7,29-31]。Gardner等人^[29]认为,一般植物根系会分泌出有机酸(如柠檬

酸和苹果酸),能将P从微溶的Al, Fe, Ca磷酸盐中分离出来,成为可溶含磷营养盐,这一论点也佐证了pH对土壤P含量的影响作用。Ca₂-P, Ca₈-P和Ca₁₀-P的转化也受到pH的直接影响:pH越低,上述几种磷酸盐的速效磷含量则越高,而Al-P和Fe-P则相反^[30]。Oxmann等人^[7]对西贡河三角洲红树林自然保护区的研究表明,即使沉积物pH变化范围极小(如pH 6~7),也能对红树林P循环产生巨大的影响。红树林土壤中的有效磷, Ca-P, Al/Fe-P以及叶片中的磷含量都与土壤pH有显著关系:(1)当pH<4和pH>6时, Ca-P随pH上升而上升;但当pH为4~6之间时, Ca-P几乎保持恒定;(2)当pH为3.3~6.8时, Al/Fe-P随pH的上升呈指数上升趋势;但pH>6.8时, Al/Fe-P随pH的上升而下降;(3)当pH为3~8时, Ca-P/有效磷比值与pH呈显著负相关。

土壤中N主要有两个来源,微生物固氮作用和微生物对土壤有机物的降解作用,这两个过程中微生物都起着至关重要的作用^[25]。pH是影响微生物生长和活性的一个重要因素,通过影响微生物活性还能改变土壤中N摄取来源和数量;pH还影响土壤N被摄入后赋存形式及其被消耗情况。

土壤中硝化作用和反硝化作用可以改变土壤中N的存在形态和数量,进而影响土壤pH及其他理化因子。硝化作用主要指NH₄⁺在硝化细菌作用下,依次氧化为NO₂⁻和NO₃⁻的过程;反硝化作用是指反硝化细菌在缺氧条件下,NO₃⁻依次还原为NO₂⁻和N₂的过程。红树林土壤pH的变化既可以影响土壤的氧化条件,又可以改变硝化细菌和反硝化细菌数量及活性。Oxmann等人^[7]的研究表明,红树林土壤中N含量与pH值呈负相关关系。这一负相关关系虽然目前仍未形成比较统一的解释,但通过对比干季和雨季结果^[7,32],Oxmann等人^[7]发现土壤营养组分(包括N、P)与其他理化性质的相关关系相类似,进而推测沿海生态系统的生化稳定性(受干、雨季影响较小)主要受潮汐状况的影响。

如果红树土壤被海水长时间浸没,土壤氧化环境转弱,则反硝化作用将占据明显优势,大量NO₃⁻盐被还原为N₂,土壤N含量降低,同时pH也因为长时间被海水浸没而升高,综合表现出的是pH与N含量的负相关关系。土壤N和P含量都受土壤pH影响,同时也反作用于红树林的生长,进而又影响着土壤pH。当然,为了支持和证实这些推测,需要更多观测数据

和现场实验研究.

图1以pH为中心,通过几种重要微生物的中间作用把土壤各理化性质的相互关系进行了梳理,总结了它们之间的相互关系.由此图可以看出,土壤理化性质直接影响土壤微生物的种类和数量;反过来,微生物的分解作用、固定作用也都影响着营养元素的存在数量和存在状态.红树林各理化性质互相影响,是一个复杂的整体,任意两个理化性质之间都不可能简单地互相影响而不受其他条件的限制.而现有研究仍需要更系统的红树林土壤生态学研究,其存在问题主要有:(1)红树林土壤理化性质研究,缺少对多个理化性质相互作用的全局性研究,任何两个理化性质之间的相互作用都同时受其他理化性质的影响,故探究多个理化性质之间的相互关系更具现实意义;(2)脱离具体生态环境条件的研究,通常把理化性质之间关系简单化,而忽略了现实环境的复杂性,不同生境条件变化,例如温度、潮汐状况、污水排入情况,对土壤理化性质之间的关系和相互影响的规律会产生影响,但目前系统考虑具体生境条件变化影响的研究还较缺乏;(3)对红树林土壤理化性质现实意义的认识不足,通过改变土壤理化性质可以达到增加红树林储碳量、提高红树林重建效率等目的,但目前鲜少有研究涉及相关内容并加以应用.为了更深入研究红树林的生态功能,深入挖掘红树林土壤pH和多个理化因素之间的相互作用和关系就显得尤为重要.

2 气候变化对红树林土壤pH的影响

全球气候变化可以表现在温度升高、海平面上

升、CO₂浓度改变、紫外线增强等方面^[33],这些方面都直接或间接地影响红树林土壤的理化性质;气候变化也表现在台风的强度、频率增大^[34]和极端潮汐事件增多,进而影响红树林生态系统的稳定性^[35].图2总结了全球气候变化以及人类活动对红树林的影响.

红树林土壤储存大量有机碳,与其“有机碳分解速率低”这一特点密不可分;如果红树林土壤中有机碳分解速度增加,红树林湿地则很有可能由“碳汇”变成“碳源”.随着全球气候变化以及人类活动影响的增加,红树林土壤的理化性质也不断发生改变,红树林的生长状况、土壤微生物数量和活性等也都在随之变化,这些变化又进一步影响红树林土壤理化性质.

2.1 CO₂浓度提高对红树林土壤pH的影响

温室气体CO₂浓度提高对红树林的影响非常复杂. McKee等人^[36]曾预测,CO₂浓度提高会刺激光合作用和水利用效率,从而提高红树林生长率.对红树林分布边界(纬度较高的地区)的研究结果也支持这一观点^[35,37].但是这并不能适用于所有红树区域,有研究发现不同种的红树对CO₂升高的响应机制并不相同^[38].另外,大气中CO₂增加将导致海水的酸化,红树林被海水浸没部分土壤的pH也将随之有所降低,土壤中C, N, P含量以及微生物的种类和分布也将随之发生改变.因此,从如何维护并帮助红树林应对气候变化角度来看,土壤pH与其他理化性质之间的关系研究具有重要意义.但是,目前针对不同纬度、不同生境及不同红树种群和分布等情况,红树林对CO₂浓度升高响应的研究还非常不足,CO₂浓度提高对红

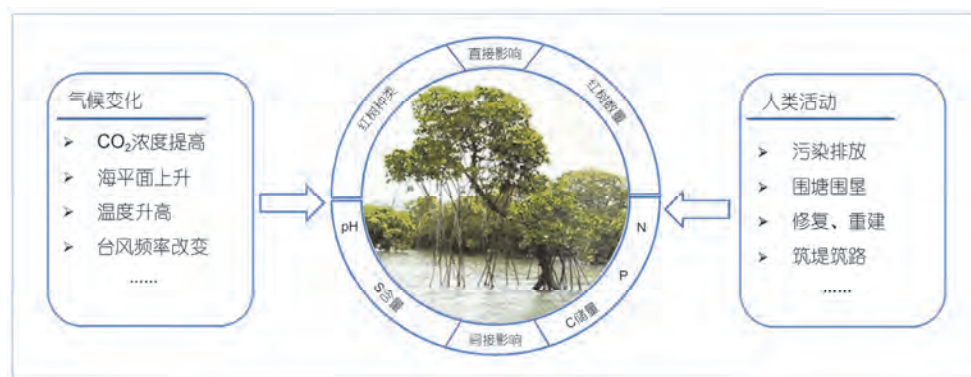


图2 (网络版彩色)气候变化和人类活动对红树林的可能影响

Figure 2 (Color online) Possible impacts of climate change and anthropogenic activities on mangrove forests

树林生长及红树林土壤pH的影响还有待进一步研究。

2.2 海平面上升对红树林土壤pH的影响

全球气候变暖导致的陆源冰川和极地冰盖融解、海水膨胀是导致全球海平面上升的主要原因, 其对红树林土壤的理化性质也有重要的影响。

首先, 海水浸没时间延长会直接改变红树林土壤的盐度和溶解氧含量, 如前所述红树林土壤盐度和溶解氧的变化又会影响红树林土壤pH和其他理化性质^[11,23,24]; 其次, 海水浸没时间延长、浸没范围扩大也会改变红树林土壤中微生物的种群结构和数量。恒河三角洲平原就是受全球变暖和海平面上升影响的一个例子: 在平原中部, 与其他多数沿海地区类似, 海平面的上升和海水漫过面积的扩大导致红树林土壤盐度上升; 在平原西部, 则由于全球变暖导致了喜马拉雅冰川的融化, 这使得红树林所处水环境进一步淡化^[39]。很多研究都致力于探究全球变暖和海平面上升如何影响红树林生境的盐度^[39~41], 并且也证实了盐度的变化会改变红树植物地上部分的生物量^[42]。但是, pH等其他重要理化性质对温度和海平面上升的响应却鲜少涉及。而这些研究将有助于分析红树林生态系统面对气候变化会如何做出响应以及响应的具体机理。

3 人类活动对红树林土壤pH的影响

全球工业化、经济发展以及城市化进程的加快, 在创造了巨大经济效益的同时, 也对生态环境造成了巨大的破坏, 红树林也未能幸免。人类活动, 如农业用地、围塘养殖、造陆生林、筑堤筑路、垃圾填埋、污染排放等, 都对红树林生态系统造成了重大危害, 导致红树林植被被破坏, 红树林物种丰度也受到极大的影响^[6]。虽然红树林湿地只占全球热带雨林面积的0.7%, 但目前它的破坏却使得全球CO₂释放量增加了10%。Alongi和Mukhopadhyay^[43]的研究表明, 目前红树林的全球毁坏量年增长速率为1%, 这导致每年有额外的133 Tg C/a被释放到大气中。如图2所示, 人类活动不仅能对红树林生态系统产生直接性的物理损伤, 还可通过影响土壤性质和水文状况等条件造成间接影响。

3.1 污染排放和水产养殖对红树林土壤pH的影响

人类活动的增加打破了红树林生态系统平衡, 其中以污染排放和水产养殖对红树林土壤理化性质

的影响最为突出。全世界范围内, 红树林生态系统都被当作富营养化污水的处理、处置场所^[44], 而污染排放对于红树林生态系统有着复杂而深远的影响; 围垦红树林以用于水产养殖是人类活动影响红树林生长及生境的另一主要表现。

从污水处理的角度来说, 市政污水和水产养殖污水中污染物质经过红树林净化之后, 有效减少^[45]; 但从红树林的角度来说, 其生态系统所受的影响则复杂得多。首先, 污水的引入能影响红树林土壤N、P、DO含量以及pH等多个理化性质的改变, 这与污水本身的污染物组成有直接关系。有研究表明, 污水投入有利于红树林生态系统的特定生态功能, 投加污水可以为红树林生态系统提供丰富的有机物以及氮、磷等营养物质, 进而提高初级生产率和生物量^[46]。理论上, 适量含营养元素污水的排放能优化红树林的生长条件; 但是, 越来越多的研究表明, 污水排放会对红树林生态系统造成负面影响。Lovelock等人^[47]的研究表明, 营养富集有利于红树林嫩枝的生长、提高红树林的生长率, 但同时也降低了它们对不利环境的适应能力。Boehm等人^[44]研究了城市污水排放对红树林的影响, 发现营养富集能导致土壤缺氧: 一方面影响红树植物、土壤微生物群落等的生存、生长; 同时还改变了红树林土壤pH等土壤理化性质, 对红树林生态系统造成不可估量的消极影响。

除了污染排放, 围塘围垦和水产养殖也是红树林日益减少的一大原因。有研究表明, 东南亚地区和中国西南地区红树林迅速减少的主要原因不是气候变化, 而是农业开垦和水产养殖^[48,49]。水产养殖是红树林地区常见围垦目的之一, 同时, 水产养殖污染又成为影响红树林的主要污染源, 对红树林生态系统产生一系列负面影响。水产养殖污染主要包括残余饵料、动物废料和天然来源的有机物^[50]。养殖污水中N和P过量是最受关注的问题之一。如上所述, N和P过量会导致沿海水环境的富营养化, 恶化红树林湿地的水环境, 红树林土壤和水环境缺氧等^[51,52]。红树林土壤中N、P、DO含量的变化也会进一步影响土壤pH等理化性质。随着人们对红树林重要性认识的逐渐深入, 如何看待并解决红树林管理、保护和水产养殖之间的矛盾成为了近年来研究人员关注的热点。Peng等人^[53]发现珠江河口东岸的红树林区域, 桐花树(*Egiceras corniculatum*)因对长期淹没具有耐受性, 且能有效净化养殖水体, 也就是说, 桐花树可以适应

低DO、高N、高P环境,适合种植在水产养殖池塘里.近年来提出的红树林-水产养殖综合系统(the integrated mangrove-aquaculture system, IMAS),将红树林保护和高效水产养殖相结合,但IMAS系统也仍然存在诸多问题.如何使污染排放、水产养殖等人类活动和减轻红树林净化负担之间的矛盾达到平衡、优化红树林的生长环境是一项艰难而有益的工作.城市污水和水产养殖污染排放对红树林影响的相关研究,多数集中在污染对于红树林生态系统的宏观影响(如生物量、死亡率等),而其对土壤中营养元素、有机物、土壤pH和其他理化性质的影响还需深入研究.

3.2 红树林湿地生态修复与重建对红树林土壤pH的影响

鉴于红树林生态功能的重要性和日益减少的现状,国内外还开展了很多积极的人类活动,包括通过生物、生态和工程技术与方法,人为改变或者停止生态系统退化为主的红树林生态系统修复与重建^[54].

下面就以红树林修复、重建常用的方法——人工种植红树植物为例,分析其可能带来的一系列红树林土壤理化性质变化及影响(图3).这一过程假设除了红树植物增加,其他外界条件没有发生明显改变(如潮汐效应、 O_2 进入红树林所处水环境的量等): (1) 通过控制“红树种植量增加”这一单一变量,土壤硫

含量随之增加,在同样的氧化条件下,土壤pH会相应降低; (2) 随后发生多种土壤理化性质的改变,包括有机碳增加,这也意味着 CO_2 释放量的减少; (3) 在一定pH范围内,土壤N含量和生物有效P的增加,这会进一步促进红树植物的生长繁殖.虽然现实情况中常常不会只发生单一因素的变化,但这一分析思路对于红树林研究、保护、管理的相关问题的简化、分析、解决是有借鉴意义的.

气候变化和人类活动直接或间接地影响着红树林湿地的生态功能.一方面,海平面上升、台风频率改变等气候变化现象,围塘围垦、红树林重建等人类活动都会直接影响红树林的植被种类和生物量;另一方面,气候变化和人类活动也会改变红树林所处水环境和土壤环境的理化性质,从而间接地影响红树林的生长状况及其生态功能.表1总结了气候变化和人类活动对红树林土壤理化性质可能的影响过程.值得注意的是,表中所总结的理化性质之间相互作用、关系来自于不同的研究,因其对应的研究生境也不相同,所以理化性质间相互作用、关系的变化规律也可能会有所不同,甚至比本研究总结、推理的更加复杂.

4 未来研究重点

(1) 红树林土壤pH和其他理化性质之间或直接或间接的相互作用,形成了一个复杂且相互影响的

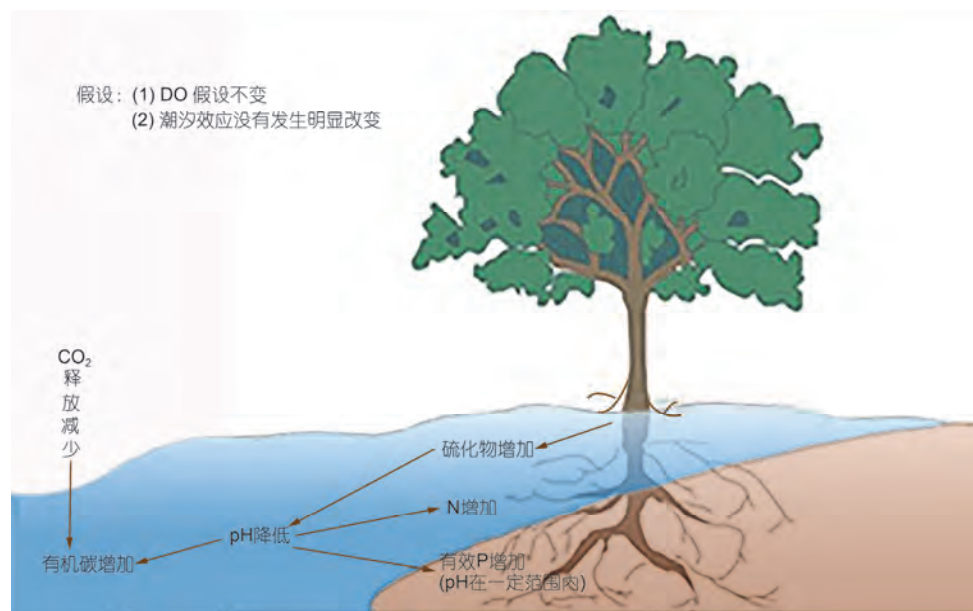


图3 (网络版彩色)红树林修复后土壤各理化性质的变化

Figure 3 (Color online) The changes of several physicochemical properties in sediments after mangrove restoration

表 1 气候变化和人类活动对红树林土壤理化性质的影响

Table 1 The impacts of climate change and anthropogenic activities on physicochemical properties of mangrove soil

影响因素	效应	理化性质变化	参考文献
气候变化		(1) 盐度升高 $\Rightarrow$ pH升高 $\Rightarrow$ 有机碳含量降低(CO_2 释放增加)	[25,27]
	海平面上升	(2) 浸没时间 $\Rightarrow$ DO降低	[11,22,27]
		{ (a) pH降低$\Rightarrow$有机碳含量升高$\Rightarrow$$\text{CO}_2$释放减少 (b) 土壤氧化条件较差, 反硝化作用加强$\Rightarrow$土壤N含量减少$\Rightarrow$红树林生长受负面影响	
	温度升高	DO降低 $\Rightarrow$ pH降低 $\Rightarrow$ 有机碳含量升高(CO_2 释放减少)	[11,22,27]
人类活动		(1) N和P元素富集 $\Rightarrow$ 富营养化 $\Rightarrow$ 红树林土壤DO含量降低 $\Rightarrow$ pH降低	[49,50]
	污染排放	(2) 水体环境有机物增加	[27]
		{ (a) DO降低$\Rightarrow$pH降低 (b) pH升高(这个过程更复杂, 与有机物的种类关系密切)	
	围塘围垦	土壤被池塘水浸没	[11,22,25,27, 55~58]
		{ (a) DO值大幅降低$\Rightarrow$pH降低$\Rightarrow$有机碳含量变化(随围垦年限可先降后升) (b) N和P等元素富集$\Rightarrow$红树林土壤DO含量降低$\Rightarrow$pH降低	
	修复与重建	硫化物增加 $\Rightarrow$ pH降低 $\Rightarrow$ 有机碳含量升高(CO_2 释放减少)	[9,13,22]

动态变化系统. 现阶段, 大部分研究专注于两或三个理化性质之间的关系, 具有局限性. 通过对红树林土壤多种理化性质进行系统的研究, 并考虑到不同季节(干季或雨季)、潮汐状况等特定条件的影响, 才能更全面、深入掌握红树林生态系统的动态平衡.

(2) 在全球气候变化的背景下, 红树林土壤pH对红树林生态系统固碳能力影响的定量评估对衡量红树林生态系统储碳能力和稳定性具有重要意义. 红树林土壤pH和其他理化性质的改变, 将影响土壤中有机碳的分解和 CO_2 的释放. 通过优化土壤pH, 降低土壤中有机碳的分解和 CO_2 的释放, 从而达到更好地发挥红树林固碳能力的目的是否可行仍需要进一步证明. 虽然, 现有研究都一再强调红树林是地球巨大的碳库, 能够显著降低海洋生态系统对全球变暖

的反馈, 然而把 CO_2 产生通量、土壤碳含量和土壤pH串联起来, 探究红树林土壤pH以及其他理化性质之间的动态变化对红树林土壤碳储量的影响及其机制的研究还很少.

(3) 红树林的重建和修复需要深入探索红树林土壤理化性质的相互关系作为依据. 在重建或修复红树林前, 除了根据特定生境选择适合的红树植物, 还需了解其土壤的理化性质及其相互关系, 充分考察和分析重建地土壤的理化性质, 包括对修复区域潮汐状况、污水排入情况充分的考察和分析. 例如红树林湿地土壤条件不佳时, 是否可以通过改变某一理化性质(如pH)来推动其他理化性质的改变, 进而起到优化红树土壤环境的目的. 未来需要更多研究才能更准确评估修复区域土壤条件.

参考文献

- Lin P. Mangroves (in Chinese). Beijing: The Ocean Publishing Company, 1984. 2-10 [林鹏. 红树林. 北京: 海洋出版社, 1984. 2-10]
- McLeod E, Chmura G L, Bouillon S, et al. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2 . Front Ecol Environ, 2011, 9: 552-560
- Zhu Y J, Guo J L, Wu G J. Organic carbon in mangrove wetlands: A review (in Chinese). Chin J Ecol, 2012, 10: 2681-2687 [朱耀军, 郭菊兰, 武高洁. 红树林湿地有机碳研究进展. 生态学杂志, 2012, 10: 2681-2687]
- Zhang L, Guo Z H, Li Z Y. Carbon storage and carbon sink of mangrove wetland: Research progress (in Chinese). Chin J Appl Ecol, 2013, (4): 1153-1159 [张莉, 郭志华, 李志勇. 红树林湿地碳储量及碳汇研究进展. 应用生态学报, 2013, (4): 1153-1159]
- Huang C L, Zheng W M. Current progresses of Chinese mangrove wetlands research (in Chinese). Wetland Sci, 2004, (4): 303-308 [黄初龙, 郑伟民. 我国红树林湿地研究进展. 湿地科学, 2004, (4): 303-308]

- 6 Duke N C, Meynecke J O, Dittmann S, et al. A world without mangroves? *Science*, 2007, 317: 41–42
- 7 Oxmann J F, Pham Q H, Schwendenmann L, et al. Mangrove reforestation in Vietnam: The effect of sediment physicochemical properties on nutrient cycling. *Plant Soil*, 2010, 326: 225–241
- 8 Jayalath N, Fitzpatrick R W, Mosley L, et al. Type of organic carbon amendment influences pH changes in acid sulfate soils in flooded and dry conditions. *J Soils Sediments*, 2016, 16: 518–526
- 9 Gong Z T, Zhang X P. Mangrove and acid sulphate soils in China (in Chinese). *Acta Pedol Sin*, 1994, (1): 86–94 [龚子同, 张效朴. 中国的红树林与酸性硫酸盐土. *土壤学报*, 1994, (1): 86–94]
- 10 Wakushima S, Kuraishi S, Sakurai N, et al. Stable soil-pH of Thai mangroves in dry and rainy seasons and its relation to zonal distribution of mangroves. *J Plant Res*, 1994, 107: 47–52
- 11 Satheeshkumar P, Khan A B. Identification of mangrove water quality by multivariate statistical analysis methods in Pondicherry coast, India. *Environ Monit Assessm*, 2012, 184: 3761–3774
- 12 Ferreira T O, Otero X L, Vidal-Torrado P, et al. Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. *Geoderma*, 2007, 142: 36–46
- 13 He Q F, Jiang Y, Liu X, et al. An analysis of soil properties of different types of mangroves in Qinzhou Bay (in Chinese). *Wetland Sci Manag*, 2011, (3): 45–48 [何琴飞, 蒋毅, 刘秀, 等. 钦州湾不同类型红树林土壤因子调查与分析. *湿地科学与管理*, 2011, (3): 45–48]
- 14 Hart M G R. Sulphur oxidation in tidal mangrove soils of Sierra Leone. *Plant Soil*, 1959, 11: 215–236
- 15 Donato D C, Kauffman J B, Murdiyarso D, et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci*, 2011, 4: 293–297
- 16 Neculita C M, Zagury G J, Bussiere B. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *J Environ Qual*, 2007, 36: 1–16
- 17 Béchar G, Yamazaki H, Gould W D, et al. Use of cellulosic substrates for the microbial treatment of acid mine drainage. *J Environ Qual*, 1994, 23: 111–116
- 18 Reinertsen S A, Elliott L, Cochran V, et al. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biol Biochem*, 1984, 16: 459–464
- 19 Xu S N, Chen Z Z, Li S Y. The habitat functions of mangroves for aquatic fauna and fisheries (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 2011, (1): 186–196 [徐姗楠, 陈作志, 李适宇. 红树林水生动物栖息地功能及其渔业价值. *生态学报*, 2010, (1): 186–196]
- 20 Oades J M. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 1988, 5: 35–70
- 21 Guo Z H, Zhang L, Guo Y R, et al. Soil carbon sequestration and its relationship with soil pH in Qinglangang mangrove wetlands in Hainan island (in Chinese). *Scient Silv Sin*, 2014, 10: 8–15 [郭志华, 张莉, 郭彦茹, 等. 海南清澜港红树林湿地土壤有机碳分布及其与 pH 的关系. *林业科学*, 2014, 10: 8–15]
- 22 Zhang W J, Zeng L J, Wang W Q, et al. Soil carbon stock of Alligator weed in Min river estuarine wetland (in Chinese). *Wetland Sci Manag*, 2011, (1): 51–55 [张文娟, 曾陆金, 王维奇, 等. 闽江河口湿地空心莲子草土壤碳库研究. *湿地科学与管理*, 2011, (1): 51–55]
- 23 Wakushima S, Kuraishi S, Sakurai N. Soil-salinity and pH in Japanese mangrove forests and growth of cultivated mangrove plants in different soil-conditions. *J Plant Res*, 1994, 107: 39–46
- 24 Liu R C. The studies and application on the plants' adaptability to environment of Quanzhou Bay estuarine wetland (in Chinese). Master Dissertation. Zhenjiang: Jiangsu University, 2011 [刘荣成. 泉州湾河口湿地植物环境适应性研究及其应用. 镇江: 江苏大学, 2011]
- 25 Geldenhuys C, Cotiyane P, Rajkaran A. Understanding the creek dynamics and environmental characteristics that determine the distribution of mangrove and salt marsh communities at Nahoon Estuary. *South Afr J Bot*, 2016, 107: 137–147
- 26 Boto K G, Bunt J S. Dissolved-oxygen and pH relationships in northern Australian mangrove waterways. *Limnol Oceanogr*, 1981, 26: 1176–1178
- 27 Yuwono E, Jennerjahn T, Nordhaus I, et al. Ecological status of Segara Anakan, Indonesia: A mangrove-fringed lagoon affected by human activities. *Asian J Water Environ Poll*, 2007, 4: 61–70
- 28 Dent D. Acid Sulphate Soils: A Baseline for Research and Development. Wageningen, Netherlands: International Institute for Land Reclamation and Improvement, 1986
- 29 Gardner W K, Parbery D G, Barber D A. The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L. *Plant Soil*, 1982, 68: 19–32
- 30 Zhang Y C, Zhou X F, Li Q Y, et al. Effect of pH and CaCO₃ on availability of phosphate in different forms (in Chinese). *J Agric Univ Hebei*, 1998, 3: 12–16 [张彦才, 周晓芬, 李巧云, 等. pH 值和碳酸钙对不同形态磷酸盐有效性的影响. *河北农业大学学报*, 1998, 3: 12–16]
- 31 Lindsay W L, Vlek P L, Chien S H. Phosphate minerals. In: *Minerals in Soil Environments*. Madison: Soil Science Society of America, 1989. 1089–1130

- 32 Oxmann J. Influence of substrate physicochemical properties and organic matter interactions on phosphorus dynamics in replanted mangrove forests, Southern Viet Nam. *Helsinki Univ Technol*, 2009, 17: iii
- 33 Liu X W, Zheng W J, Sun J. Global climate change and mangrove (in Chinese). *Chin J Ecol*, 2006, 11: 1418–1420 [刘小伟, 郑文教, 孙娟. 全球气候变化与红树林. *生态学杂志*, 2006, 11: 1418–1420]
- 34 Hensel P, Proffitt C E. Hurricane Mitch: Acute impacts on mangrove forest structure and an evaluation of recovery trajectories: Executive summary. *J Organomet Chem*, 2003, 690: 5383–5388
- 35 Short F T, Kosten S, Morgan P A, et al. Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants. *Aquat Bot*, 2016, 135: 3–17
- 36 Mckee K, Rogers K, Saintilan N. Response of Salt Marsh and Mangrove Wetlands to Changes in Atmospheric CO₂, Climate, and Sea Level. Netherlands: Springer, 2012. 63–96
- 37 Ellison J C. How South Pacific mangroves may respond to predicted climate change and sea-level rise. *Adv Glob Change Res*, 2000, 2: 289–300
- 38 Field C D. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 1995, 295: 75–81
- 39 Banerjee K, Gatti R C, Mitra A. Climate change-induced salinity variation impacts on a stenoeious mangrove species in the Indian Sundarbans. *Ambio*, 2017, 46: 492–499
- 40 Mitra A, Banerjee K, Sengupta K, et al. Pulse of climate change in Indian Sundarbans: A myth or reality? *Nat Acad Sci Lett*, 2009, 32: 1–7
- 41 Susan S, Qin D, Manning M, et al. Climate change 2007—The physical science basis. Working group I contribution to the fourth report of the IPCC. *Comput Geom*, 2007, 18: 95–123
- 42 Komiya A, Jin E O, Pongpan S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquat Bot*, 2008, 89: 128–137
- 43 Alongi D M, Mukhopadhyay S K. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agric Forest Meteorol*, 2014, 213: 266–272
- 44 Boehm F R, Sandrini-Neto L, Moens T, et al. Sewage input reduces the consumption of *Rhizophora* mangrove propagules by crabs in a subtropical mangrove system. *Mar Environ Res*, 2016, 122: 23–32
- 45 Feng J, Zhu X, Wu H, et al. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of a typical restored mangrove-aquaculture wetland in Shenzhen, China. *Marine Pollut Bull*, 2017, 124: 1033
- 46 Onuf C P, Teal J M, Valiela I. Interactions of nutrients, plant-growth and herbivory in a mangrove ecosystem. *Ecology*, 1977, 58: 514–526
- 47 Lovelock C E, Ball M C, Martin K C, et al. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. *PLoS One*, 2009, 4: e5600
- 48 Richards D R, Friess D A. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2016, 113: 344–349
- 49 Xia P, Meng X, Li Z, et al. Sedimentary records of mangrove evolution during the past one hundred years based on stable carbon isotope and pollen evidences in Maowei, SW China. *J Ocean Univ China*, 2016, 15: 447–455
- 50 Naylor R, Burke M. Aquaculture and ocean resources: Raising tigers of the sea. *Ann Rev Environ Res*, 2005, 20: 185–218
- 51 Wu H, Peng R, Yang Y, et al. Mariculture pond influence on mangrove areas in south China: Significantly larger nitrogen and phosphorus loadings from sediment wash-out than from tidal water exchange. *Aquaculture*, 2014, 426: 204–212
- 52 Gray J S, Wu R S S, Or Y Y. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar Ecol Progr Ser*, 2002, 238: 249–279
- 53 Peng Y, Chen G, Li S, et al. Use of degraded coastal wetland in an integrated mangrove-aquaculture system: A case study from the South China Sea. *Ocean Coast Manag*, 2013, 85: 209–213
- 54 Oh R R Y, Friess D A, Brown B M. The role of surface elevation in the rehabilitation of abandoned aquaculture ponds to mangrove forests, Sulawesi, Indonesia. *Ecol Eng*, 2017, 100: 325–334
- 55 Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province, P.R. China. *Geoderma*, 2007, 142: 245–250
- 56 Wu M, Shao X X, Hu F, et al. Effects of reclamation on soil nutrients of coastal wetland in south Hangzhou Bay (in Chinese). *Soils*, 2008, 40: 760–764 [吴明, 邵学新, 胡锋, 等. 围垦对杭州湾南岸滨海湿地土壤养分分布的影响. *土壤*, 2008, 40: 760–764]
- 57 Li J, Pu L, Zhu M, et al. Evolution of soil properties following reclamation in coastal areas: A review. *Geoderma*, 2014, 226–227: 130–139
- 58 Jin W H, Yang J S, Wang X P. Spatial distribution of organic carbon in coastal saline soil and its correlation with reclamation age (in Chinese). *Chin Soc Agric Eng*, 2013, 29: 89–94 [金雯晖, 杨劲松, 王相平. 滩涂土壤有机碳空间分布与围垦年限相关性分析. *农业工程学报*, 2013, 29: 89–94]

Summary for “红树林土壤 pH 和其他土壤理化性质之间的相互作用”

Interactions between pH and other physicochemical properties of mangrove sediments: A review

Cong Sha^{1,2}, Mulan Wang^{1,2}, Yuelu Jiang^{1*} & Guanghui Lin^{1,3}

¹ Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen 518000, China;

² School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China;

³ Department of Earth System Science, Ministry of Education Key Laboratory for Earth System Modeling, Tsinghua University, Beijing 100084, China

* Corresponding author, E-mail: jiang.yuelu@sz.tsinghua.edu.cn

Mangrove ecosystem provides a broad array of ecological services including carbon fixation and storage, pollution prevention, water purification and maintaining a high level of biodiversity. However, mangrove systems cannot migrate, these wetlands are now facing a slew of serious threats from climate change and human activities that shrinking mangrove habitats intact, ecosystem structure and its ecological functions. A net loss can be expected in many of these ecosystems. Key physiochemical properties of mangrove sediments such as pH, nutrient contents, and salinity, play important roles in regulating mangrove growth and their ecosystem functions. Different physiochemical properties of mangrove soils can influence each other through microorganism activities or chemical reactions. When changes in one physiochemical factor are accompanied by changes in another, it will adversely affect mangroves and even the entire ecosystem. In order to maintain the carbon fixation and storage functions of mangrove ecosystem, it is an emerging priority to keep the pH of mangrove soil fluctuate in a reasonable range. Mangrove sediments are usually acid-sulphate soils with high sulfur content, and their pH are generally negatively correlated with total sulfur content. Total mass, species, density, distribution, and population structure of mangroves directly affect the soil sulfur content. The oxidation state of the soil, sulfur content, and the speciation and distribution of sulfides are important factors in determining the soil pH. Meanwhile, the pH is also affecting the sulfide minerals in mangrove soil. Moreover, the intake and decomposition of organic matter in mangrove soil is an ongoing process, in which the organic carbon content and its speciation affect soil pH by changing the population structure, growth, and physiological processes of soil bacteria. Concurrently, the balance of soil pH affects the organic carbon content and its speciation in the mangrove soil. There is generally a positive correlation between pH and salinity in hyperhaline mangrove soil; however, whether salinity directly affects or indirectly affects pH changes remains to be further studied. Thus, systematic studies on the destruction, protection and reconstruction of mangroves are urgently needed. In this review, we summarized our current understandings focusing on the pH of mangrove sediments and its interactions with other physical and chemical properties including salinity, sulfur, organic carbon, dissolved oxygen, nitrogen, and phosphorous contents. We also examined the possible impacts on the pH and other physiochemical properties of mangrove sediment from climate change and human activities, such as sea level rise, pollution discharge and mangrove restoration. Moreover, the effects of these changes on structure, functions and ecological services of mangroves ecosystems were evaluated. The research contents and analysis methods reviewed in this article have important reference significance for the carbon storage capacity, restoration and reconstruction of mangroves.

mangrove, climate change, human activity, pH, nutrient content

doi: 10.1360/N972018-00369